

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Efeito da exclusão do pastoreio na distribuição e  
actividade da Toupeira Ibérica, *Talpa occidentalis*,  
na Companhia das Lezírias

**Catarina Cardoso Penim Loureiro**

**Dissertação**

Mestrado em Biologia da Conservação

**2014**

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Efeito da exclusão do pastoreio na distribuição e  
actividade da Toupeira Ibérica, *Talpa occidentalis*,  
na Companhia das Lezírias

**Catarina Cardoso Penim Loureiro**

**Dissertação**

Mestrado em Biologia da Conservação

**Orientadores**

Professora Doutora Margarida Santos-Reis

Professora Doutora Cristina Cruz

**2014**

## Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todos os amigos e familiares, com especial destaque para as pessoas que tiveram uma presença mais marcada durante toda esta etapa universitária:

Ao meu irmão, que me acompanhou logo na primeira semana de campo pela Companhia das Lezírias, e que sabe em primeira-mão o quão chatas e persistentes as moscas do gado podem ser. Agradeço também pelas vezes que serviu de condutor privado nas viagens entre Lisboa e a C.L.

À minha mãe que de boa-fé, e talvez ingenuamente, passou uma semana comigo a tentar apanhar toupeiras. Sem esquecer o meu pai, que ouvia com um brilho entusiástico nos olhos as minhas histórias sobre as aventuras vividas no campo.

À Sandra, que esteve sempre presente quando a velhice se fazia sentir na Gertrudes.

À Catarina Gouveia, que pacientemente me explicou todos os procedimentos no laboratório.

À Mafalda Rocha, que se disponibilizou a ajudar-me e acompanhar-me no trabalho de campo.

À Laura, pelos bons momentos passados na casa da Pequena Companhia, mas principalmente porque ter estado presente no dia em que capturei uma toupeira.

À Filipa Gouveia, pelo seu olhar metódico em alguns dos “mais bem” escritos parágrafos. Quem poderia esquecer o belo do barracão do técnico, e a sua temperatura *agradável* em pleno verão, obrigado por nos teres mostrado tal “paraíso de pura produtividade”.

Agradeço também à professora Margarida dos Santos Reis e à professora Cristina Cruz por todo o apoio dado na revisão deste trabalho.

Finalmente gostaria de agradecer ao Ricardo. Embora não tenha servido de grande amuleto da sorte durante a armadilhagem, não poderia ter escolhido melhor companhia para a última semana de campo, uma despedida em grande estilo. Agradeço-te também por toda a força e apoio que me deste durante os últimos, e mais difíceis, meses da tese. Obrigada por toda a boa disposição e por estares sempre ao meu lado. Adoro-te muito!

**O presente estudo foi realizado no âmbito de dois projectos:**

- a) Um protocolo de pesquisa estabelecido desde 2007 entre a Companhia das Lezírias, S.A. (CL) e o Centro de Biologia Ambiental (CBA), uma unidade de pesquisa e desenvolvimento da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL).
  
- b) Projecto LTER Montado (FCT - LTER/BIA-BEC/0048/2009) - Investigação socio-ecológica de longo prazo numa paisagem cultural Mediterrânica.

## Resumo

O montado, como sistema agro-silvo-pastoril detentor de níveis consideráveis de biodiversidade faunística e florística, está dependente de uma estruturada pressão antropogénica. O pastoreio surge como uma componente fundamental da exploração deste ecossistema, sendo o seu manejo e gestão ferramentas fundamentais para a sua sustentabilidade a longo-prazo. Assim, toda a sua riqueza associada, entre as quais alguns endemismos Ibéricos, estão dependentes da intervenção humana na paisagem, como é o caso da toupeira Ibérica, *Talpa occidentalis*.

Situada perto de Lisboa (Portugal), a Companhia das Lezírias, S.A. é detentora de um vasto património que se estende por mais de 18.000 hectares, dos quais 6.725 hectares correspondem a montado de sobro. No contexto do projecto LTER Montado, pretendeu-se avaliar os factores bióticos e abióticos no habitat, responsáveis pela distribuição e actividade fossadora de *T. occidentalis*, resultantes da exclusão do gado bovino no montado.

Foram estabelecidas, na Charneca do Infantado (principal área inserida na C.L.), 4 tipos de parcelas: pastoreada, exclusão de gado a curto (6 anos), médio (10 anos) e longo (16 anos) prazos. Onde se quantificaram mensalmente (durante 9 meses) indícios de presença de toupeira, mais especificamente os montículos resultantes da sua actividade fossadora.

A caracterização de cada parcela foi feita através do levantamento de diversas variáveis associadas ao habitat (coberto arbustivo e herbáceo) e solo (pedregosidade, qualidade, composição química e disponibilidade de alimento). Ao nível da análise química do solo quantificou-se a matéria orgânica, o pH e as concentrações de fosfato e nitrato no solo, entre outros. A quantificação do alimento envolveu duas amostragens distintas: uma específica para minhocas e outra mais geral, para os restantes invertebrados presentes no subsolo.

A distribuição da toupeira Ibérica foi restringida exclusivamente pela presença de pedras no solo, estando ausente em locais com uma pedregosidade superior a 35%.

As pastagens e as parcelas de exclusão a longo prazo (16 anos) apresentaram a maior disponibilidade de alimento, com  $3,7 \pm 2,5 \text{ g/m}^2$  e  $4,7 \pm 0,8 \text{ g/m}^2$  respectivamente, exibindo também um maior número de montículos por hectare,  $535 \pm 120$  e  $224$  respectivamente. A exclusão a curto e médio prazos expôs os níveis mais reduzidos de alimento disponível,  $1,4 \pm 0,2 \text{ g/m}^2$  e  $1,8 \pm 0,6 \text{ g/m}^2$  respectivamente, que se traduziu numa baixa actividade fossadora da toupeira, aproximadamente 123 montículos/ha.

Este mamífero exclusivamente fossador demonstrou uma regulação multifactorial na sua actividade, estando a construção de montículos associada a uma hierarquia espacial fortemente relacionada com o seu habitat. Neste sentido a disponibilidade de alimento foi um dos factores reguladores mais fortes.

Finalmente, três dos quatro cenários em estudo não mostram ser vantajosos para a toupeira Ibérica: a presença do gado mostrou estimular em demasia a construção de montículos, sem, no entanto, apresentar quantidades de alimento capazes de contrabalançar tal demanda na actividade; a ausência do gado a curto e médio prazo mostrou também não ser suficiente para albergar uma comunidade de invertebrados capaz de servir as necessidades alimentares de uma população estável de toupeiras.

Estes resultados acentuam a necessidade de uma gestão adequada destes habitats, permitindo compreender que constrangimentos poderão estar associados a uma errada manutenção das actividades relacionadas com a exploração agro-silvo-pastoril. O conhecimento acrescido decorrente deste estudo potencializa, não só a conservação desta espécie, como também a de outras com requisitos ecológicos semelhantes.

***Palavras-chave:*** construção de montículos; disponibilidade alimentar; mamífero fossador; sistema agro-silvo-pastoril

# Abstract

The Montado, as an agro-silvo-pastoral system that houses a considerable floristic and faunal biodiversity, is an ecosystem strongly dependent on a structured anthropogenic pressure. Cattle grazing arise as a key component of exploration of this ecosystem, and so its correct management is essential for the long-term sustainability of the Montado. As a result, all the biodiversity found in this ecosystem, including some Iberian endemism such as the Iberian mole, *Talpa occidentalis*, are dependent on the human intervention on the landscape.

Located near Lisbon (Portugal), Companhia das Lezírias, S.A., is an 18.000 hectares state-owned agro-silvo-pastoral farmstead that holds a vast heritage of a Montado system that spans in to 6.725 hectares of cork oak woodland. Linked to the LTER Montado project, this work aimed to assess the biotic and abiotic factors resulting from the cattle exclusion in the distribution and activity of *Talpa occidentalis*.

The study area was in Charneca do Infantado, which comprises one of the main areas of Companhia das Lezírias, where four types of plots were established: pastored, short-term (six years), medium-term (10 years) and long-term (16 years) cattle exclusion. The digging activity of *T. occidentalis* was quantified monthly (in a period of 9 months) through the search of molehills.

The characterization of each plot was done by surveying several variables associated with the habitat (shrub and herbaceous cover) and soil (percentage of stones, quality and chemical composition and food availability). Parameters such as the content of organic matter, pH and the concentration of phosphate and nitrate, were used to analyse the soil. For the quantification of food availability, two sampling methods were involved: one specific for earthworms and other more general, for other underground invertebrates.

The distribution of the Iberian mole was restricted only by the presence of stones in the soil, being absent at sites with stoniness greater than 35%.

Pastures and long-term exclusion sites showed the greatest availability of food, with  $3,7 \pm 2,5 \text{ g/m}^2$  and  $4,7 \pm 0,8 \text{ g/m}^2$  respectively, exhibiting also a greater number of mounds per hectare,  $535 \pm 120$  and 224 respectively. Short and medium

term exclusion sites exposed lower levels of available food,  $1,4\pm0,2 \text{ g/m}^2$  and  $1,8\pm0,6 \text{ g/m}^2$ , respectively, which resulted in a reduced amount of digging activity, approximately 123 molehills /ha.

The Iberian mole showed a multifactorial regulated activity with the construction of molehills controlled by a spatial hierarchy, strongly related to the habitat's food capacity.

Amongst the four studied scenarios, three showed no advantages towards the Iberian mole subsistence: the presence of cattle excessively stimulated the construction of molehills without, however, presenting amounts of food able to counterbalance such demand of digging activity; short and medium term exclusion also showed to be unfavourable due to the insufficient food output.

These results emphasize the need of proper management tools regarding these habitats, allowing us to better understand what constraints may be associated with an incorrect agro-silvo-pastoral exploitation. The increased knowledge resulting from this study enhances, not only the conservation of this species, as well as others with similar ecological requirements.

***Keywords:*** agro-silvo-pastoral system; burrowing mammal; food availability; molehill construction.



# Índice

---

Resumo.....	v
Abstract .....	viii
1. Introdução .....	1
1.1. Papel do Homem na alteração dos ecossistemas naturais mediterrânicos.....	1
1.2. Sistemas agro-silvo-pastoris.....	2
1.3. Impactos na biodiversidade .....	4
1.4. A toupeira como caso-de-estudo .....	6
1.5. Objectivo e hipóteses em estudo.....	11
2. Área de estudo .....	12
3. Materiais e métodos .....	15
3.1. Critérios para identificação de indícios de presença de toupeira.....	15
3.2. Caracterização do padrão de distribuição.....	16
3.3. Actividade fossadora da toupeira .....	16
3.4. Caracterização do habitat .....	18
3.5. Caracterização do solo e da disponibilidade de alimento para a toupeira.....	18
3.5.1. Análise da qualidade do solo.....	19
3.6. Cálculo da pressão de pastoreio .....	22
3.7. Análise de dados .....	23
3.8. Análise estatística.....	23
4. Resultados .....	25
4.1. Padrão de distribuição .....	25
4.2. Actividade fossadora .....	26
4.3. Factores determinantes da actividade fossadora .....	29
4.4. Efeito do pastoreio .....	30
4.5.1. Solo .....	30
4.5.2. Superfície do solo .....	32
4.5.3. Invertebrados do solo .....	32
4.6. Variação mensal da actividade fossadora .....	35
5. Discussão .....	38
5.1. Padrão de distribuição da toupeira .....	39
5.2. Factores determinantes da actividade fossadora .....	41
5.3. Limitações do estudo e trabalhos futuros.....	48
6. Conclusões Finais .....	49
Referências bibliográficas .....	51
Anexos.....	59

# 1. Introdução

---

## 1.1. Papel do Homem na alteração dos ecossistemas naturais mediterrânicos

A biodiversidade característica da região mediterrânica está associada às alterações induzidas pelo Homem nos ecossistemas nativos ao longo dos séculos, particularmente nas actividades relacionadas com o sector agrícola. Com possível início no período Neolítico (4500 a.C.), a pressão antropogénica a que os ecossistemas mediterrâneos têm sido submetidos, nomeadamente o corte de árvores para lenha, criação de pastagens para o gado, exploração agrícola e alterações nos regimes de fogos, moldaram e transformaram a paisagem original (De Miguel, 1999; Olea & San Miguel-Ayanz, 2006). Presentemente, esta paisagem é tipicamente caracterizada por uma elevada heterogeneidade estrutural, apresentando um arranjo espacial complexo onde manchas de produção agrícola e florestal e de exploração pastoril intercalam com fragmentos remanescentes de habitat natural ('t Mannetje, 1998; Verdú *et al.*, 2000; Moreira & Russo, 2007; Bugalho *et al.*, 2011). Estes intrincados padrões paisagísticos aliados à especificidade biogeográfica fazem da região mediterrânica um bioma único, constituindo um refúgio para a especiação florística, com endemismos, na sua maioria, adaptados a habitats áridos e igualmente tolerantes a perturbações de origem natural e/ou antropogénica (Medail & Quezel, 1999).

A Bacia do Mediterrâneo representa 2% da superfície do mundo, abrigando 8,3% da totalidade de espécies vegetais actualmente conhecidas, das quais 52% correspondem a endemismos. Ao nível dos vertebrados esta região acolhe 2,8% da globalidade dos vertebrados, com 30,5% a corresponder exclusivamente a espécies endémicas (Myers *et al.*, 2000). Como tal é considerada um importante hotspot de biodiversidade do planeta.

Ainda assim a evolução dos métodos de exploração agrícola tem demonstrado, um pouco por toda a região mediterrânica, uma tendencial intensificação nos terrenos mais férteis, com a marginalização e o abandono das terras menos produtivas (Perez, 1990). Estas tendências são responsáveis pelo aumento da degradação do ambiente (Pinto Correia, 1993; Moreira & Russo 2007; Tárrega *et al.*, 2009), tornando-se imprescindível a

criação de políticas específicas para estes sistemas de exploração. Em suma, deve ser dada especial atenção ao desenvolvimento destes habitats, com consideração para as suas características ecológicas, de forma a salvaguardar a conservação das paisagens agrárias mediterrânicas de maior interesse (Perez, 1990).

## 1.2. Sistemas agro-silvo-pastoris

A progressiva conversão de manchas de floresta mediterrânica em campos de cultivo com a presença intermitente do gado deu origem aos primórdios dos sistemas de exploração agro-silvo-pastoris. Os diferentes sistemas de exploração variam entre si em termos da sua produtividade e dinâmica de desenvolvimento, no entanto as suas funções encontram-se muitas vezes interligadas dificultando a separação de cada regime explorativo (Eichhorn *et al.*, 2006). Um exemplo de sucesso oriundo de um sistema agro-silvo-pastoril tradicional é o montado. A sua paisagem define-se pelo modo como as espécies arbóreas nativas, entre as quais, a azinheira (*Quercus ilex*), o sobreiro (*Quercus suber*) e o carvalho-negral (*Quercus Pyrenaica*), se encontram espalhadas ao longo de um continuum de pastagens (Pinto Correia, 1993; Eichhorn *et al.*, 2006; Tárrega *et al.*, 2006).

A complementaridade existente entre a paisagem natural e a exploração do ecossistema está fortemente associada aos sistemas mistos, que são mais eficientes e sustentáveis, uma vez que se observa a optimização do uso espacial e temporal na exploração dos recursos físicos, evitando assim a competição entre o desenvolvimento arbóreo e o crescimento e fertilidade das pastagens (Jose *et al.*, 2004).

Os verões quentes e secos e os invernos chuvosos e amenos, característicos do clima mediterrânico, são igualmente responsáveis pela dinâmica dos montados, caracterizados por solos pobres em matéria orgânica e reduzida capacidade de armazenamento de água e, conseqüentemente, de reduzida fertilidade (De Miguel, 1999; Olea & San Miguel-Ayanz, 2006). Este ecossistema tem vindo a ganhar um forte carisma internacional, sendo considerado um habitat de interesse prioritário (classificação 6310, montados de *Quercus spp.* de folha perene, Rede Natura 2000), que identifica a cultura Portuguesa. Detentor de cerca de 737 mil hectares de montado de sobreiro (ICNF, 2013)

Portugal continental surge como a região com maior extensão de montado de sobro do mundo (Pinto Correia & Mascarenhas, 1999).

A diversidade florística e faunística associada ao montado de sobro está intrinsecamente ligada ao conceito de habitat seminatural, composto por um mosaico de sobreiros, campos agrícolas, vegetação ripícola e zonas de mato. Deste modo, toda a sua dinâmica e heterogeneidade dos habitats estão fortemente dependentes da actividade humana e da sua acção na estrutura da paisagem (Moser & Witmer, 2000; Baquero & Tellería, 2001). A manutenção desta combinação paisagística é normalmente feita através do controlo da vegetação arbustiva, quer de modo mecânico ou com recurso ao gado (Pinto Correia & Mascarenhas, 1999; Olea & San Miguel-Ayanz, 2006),

Contudo, o aumento da necessidade de produção de carne tem pressionado os produtores de gado a substituírem as explorações extensivas, assentes no uso de raças tradicionais adaptadas ao montado (porco ibérico e ovelhas), pela criação em regime intensivo de raças mais produtivas de gado bovino (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999, Plieninger & Wilbrand, 2001). Assim, os métodos tradicionais de exploração, que tinham em consideração a capacidade de suporte do ecossistema representando um papel essencial no controlo do estrato arbustivo e na fertilidade do solo (Pinto Correia & Mascarenhas, 1999; Olea & San Miguel-Ayanz, 2006), têm vindo a ser substituídos por práticas de exploração que estimulam a rápida degradação do ecossistema. Este cenário de sobreexploração revelou ser uma ameaça à sustentabilidade do montado, principalmente devido ao forte impacto que uma má gestão das manadas poderá ter, não só no desenvolvimento do substrato arbustivo e herbáceo (Burel *et al.*, 1998; Smit *et al.*, 2001; Moreira & Russo, 2007; Castro & Freitas, 2009), como na composição química (Durin *et al.*, 1973; Coleman & Crossley, 1996; Dahlgren *et al.*, 1997; Ayeni & Adeleye, 2012) e na morfologia dos solos (Bezkorowajnyj *et al.*, 1993; Pietola *et al.*, 2005); transformações que têm repercussões alarmantes nas taxas suas de erosão do solo (During *et al.*, 1973; Coleman & Crossley, 1996; Dahlgren *et al.*, 1997; Ayeni & Adeleye, 2012).

Tais consequências nestes sistemas conduzem a um desfecho final bastante peditivo: o abandono ou a conversão em plantações de eucaliptos para produção de papel (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999; Medail & Quezel, 1999).

Se a economia actual empurra os produtores no sentido da intensificação das suas explorações, também o abandono das terras tem-se mostrado um cenário inevitável.

Actualmente observa-se, um pouco por todo o país, um afastamento das gerações mais novas das actividades ligadas à exploração agro-silvo-pastoril, cenário que também ameaça a sustentabilidade dos montados (Peco *et al.*, 2006). A curto prazo, a ausência da acção humana tem repercussões na capacidade de regeneração e persistência das pastagens, conduzindo à degradação da comunidade herbácea e, assim, à diminuição do crescimento e qualidade do sub-coberto vegetal, com maior perda nutricional durante o verão (Cavaco & Calouro, 2006). Com o empobrecimento das pastagens, o abandono total dos sistemas agro-silvo-pastoris torna-se obrigatório, com efeito, observa-se o excessivo crescimento das espécies arbustivas ecologicamente mais competitivas (Medail & Quezel, 1999), conduzindo a uma acentuada homogeneização da cobertura vegetal, com destaque para a perda da característica paisagem em mosaico e uma menor resiliência do ecossistema ao fogo (Peco *et al.*, 2006; Moreira, & Russo, 2007; Tárrega *et al.*, 2009). Assim a importância económica e ecológica do montado encontra-se altamente dependente de uma correcta gestão pelo homem.

O desenvolvimento e aperfeiçoamento de diversos mecanismos de conservação, como a inclusão na Directiva Habitats, Rede Natura 2000 e Convenção de Berna (Olea & San Miguel-Ayanz, 2006), bem como o desenvolvimento de projectos de investigação e monitorização de longo-termo, entre os quais o LTER (Long Term Ecological Research) Montado, surgem como ferramentas e oportunidades que visam manter a sustentabilidade futura dos montados (Nunes *et al.*, 2007; Fragoso *et al.*, 2011; Gonçalves *et al.*, 2011).

### 1.3. Impactos na biodiversidade

A redução da complexidade estrutural e o consequente aumento da homogeneidade da paisagem, resultante dos dois cenários extremos associados ao futuro do montado (sobre-exploração e abandono), já revelaram resultados negativos nos valores da riqueza específica local, tanto ao nível de invertebrados (Kruess & Tschardt, 2002; Dumont *et al.*, 2009) como de vertebrados (Schmidt *et al.*, 2005; Mathis *et al.*, 2006; Torre *et al.*, 2007; Sullivan *et al.*, 2012), com implicações na conservação de algumas espécies endémicas da Península Ibérica (Wallis De Vries *et al.*, 2007; Bugalho *et al.*, 2011).

As alterações no habitat resultantes da presença do gado são inúmeras e encontram-se bem documentadas. O pastoreio é tido como principal responsável pelas transformações ao nível da estrutura e funcionalidade dos solos, incluindo a sua microtopografia, cujo constante pisoteio reduz, até 80%, a capacidade de infiltração da água no solo, restringindo igualmente o crescimento radicular (Bezkorowajnyj *et al.*, 1993; Nash *et al.*, 2003; Pietola *et al.*, 2005; Chan & Barchia, 2007). Observam-se também repercussões ao nível da sua microbiologia (Fraser *et al.*, 1994; Jeffery *et al.*, 2010), constituição química e ciclo de nutrientes (Dahlgren *et al.*, 1997; Ayeni & Adeleye, 2012).

O pastoreio tem ainda fortes repercussões para a diversidade e abundância da fauna epígea, como os miriápodes, caracóis e lesmas, dificultando igualmente o desenvolvimento larval de diversas espécies de artrópodes (Vickery *et al.*, 2001). Perante uma excessiva herbivoria, os efeitos do gado vão afectar também os níveis de riqueza e de abundância de diversas ordens de invertebrados exclusivamente herbívoros ('t Mannetje, 1998; Chan & Barchia, 2007; Liu *et al.*, 2012) com destaque para algumas espécies de ortópteros (Wallis De Vries *et al.*, 2007), de hemípteros e dictiópteros (Bugalho *et al.*, 2011), de himenópteros (Debano, 2006) e de coleópteros (Gibson *et al.*, 1992).

No entanto, sabe-se que o input de excrementos provenientes da presença do gado no habitat vai actuar como fonte extra de nutrientes e inoculum microbiano, tornando-se especialmente benéfica para os invertebrados coprófagos (Lobo *et al.*, 2006) e a maioria das espécies de minhocas geófagas (Sathianarayanan & Khan, 2006; Curry & Schimdt, 2007; Palm *et al.*, 2013). Deste modo é possível reforçar a ideia que a presença do gado no sistema de montados pode ser uma mais-valia para a biodiversidade local quando implementado sobe correcta alçada.

## 1.4. A toupeira como caso-de-estudo

A toupeira Ibérica, *Talpa occidentalis* (Cabrera, 1907), adquire um forte destaque a nível da biodiversidade associada ao montado por ser o único endemismo Ibérico com características exclusivamente fossadoras (Jiménez *et al.*, 1990). Embora esteja descrita em Portugal como sendo uma espécie com um estatuto de conservação Pouco Preocupante (Queiroz *et al.*, 2006), é comumente perseguida por agricultores, moradores privados e proprietários de espaços verdes lúdicos, como campos de futebol e golf. Em Espanha, já se registaram algumas extinções locais (García-López de Hierro *et al.*, 2012), estando listada como espécie Vulnerável (Román, 2007). O desconhecimento existente acerca da real distribuição e abundância da espécie em território nacional, baseando-se maioritariamente na avaliação feita na observação de indícios de presença (Santos-Reis & Mathias, 1996; Araújo *et al.*, 2012), é passível de confusão relativamente a outros mamíferos fossadores reconhecidamente mais abundantes (ratos-cegos do género *Microtus* sp.), e sugere a possibilidade de uma subavaliação do estatuto da toupeira Ibérica em Portugal.

De facto, pouco se conhece sobre a ecologia e comportamento deste mamífero. Estudos relativos à linhagem de *Talpa occidentalis* comprovaram uma afinidade próxima com a sua homóloga europeia, *Talpa europaea*, com possível especiação parapátrica nos finais do Plioceno (Colangelo *et al.*, 2010).

Na sua generalidade, as toupeiras habitam solos bem estruturados, passíveis de ser escavados e de sustentar uma rede complexa de túneis. Estas construções podem ser compostas por túneis permanentes, normalmente escavados entre 15 a 40cm de profundidade, e cuja extracção de terra origina a formação de montículos à superfície, e galerias semipermanentes que resultam da procura de alimento a poucos centímetros da superfície do solo (Gorman & Stone, 1990). É, no entanto, de salientar que as toupeiras não escavam novos túneis sempre que procuram alimento; uma vez escavados, os túneis de cariz permanente são usados e mantidos durante longos períodos de tempo, chegando por vezes a ser reaproveitados após a morte do indivíduo (Gorman & Stone, 1990; Reichman & Smith, 1990). Estas poderão também beneficiar da presença de raízes de grandes dimensões provenientes da vegetação arbustiva e arbórea como auxílio à escavação e manutenção dos túneis (Godfrey, 1955), possivelmente de modo a manter um

equilíbrio entre a energia gasta na manutenção das galerias e a procura de alimento (Rhodes & Richmond, 1985).

Vários autores descrevem as toupeiras como predadores oportunistas, tendo já sido descobertos vestígios de anfíbios, aves e pequenos mamíferos nos estômagos de indivíduos adultos de *T. europaea* (Gorman & Stone, 1990). Porém, devido ao menor tamanho dos adultos de *T. occidentalis* (Cleef-Rodgers & Hoek Ostende, 2001), a sua dieta é maioritariamente insectívora, abrangendo toda a fauna subterrânea de macroinvertebrados, *e.g.* larvas de insectos, insectos adultos, lesmas e milípedes. As minhocas surgem como o principal alimento, uma vez que apresentam o maior valor nutritivo e de percentagem de água por indivíduo, quando comparadas com os restantes invertebrados do solo (Raw, 1966; Funmilayo, 1977; Funmilayo, 1979). Estima-se que cada indivíduo ingira diariamente uma média de 30 g de invertebrados, o que equivale aproximadamente a 15 indivíduos adultos de uma das espécies mais comuns de minhocas, *Lumbricus terrestris* (Gorman & Stone 1990).

A Península Ibérica apresenta uma comunidade bastante característica de oligoquetas, sendo composta maioritariamente por espécies endógeas e epígeas, com maior destaque para as famílias: *Allolobophra*, *Dendrobaena*, *Eiseniella*, *Octolasion*, *Eisenia*, *Eukerria*, *Microscolex*, *Octodilus* (Rodríguez *et al.*, 1997). No entanto, nunca foram observadas quaisquer preferências de consumo por parte da toupeira relativas às espécies de minhocas presentes no solo (Funmilayo, 1979).

Assim como outras espécies, pertencentes à família Talpidea, *Talpa occidentalis* é considerada uma verdadeira hermafrodita. Com um período fértil de Outubro a Maio, as fêmeas possuem ovotestis que maturam para estruturas testiculares não funcionais fora do período de reprodução (Jiménez *et al.*, 1990; Barrionuevo *et al.*, 2004). Estas flutuações hormonais permitem que as fêmeas, à semelhança dos machos, mantenham um comportamento altamente territorial fora da época reprodutora, pelo que são animais caracteristicamente solitários (Jiménez *et al.*, 1993; Macdonald *et al.*, 1997; Barrionuevo *et al.*, 2004). À semelhança da toupeira Romana, *Talpa romana*, que habita ambientes mediterrâneos, a área vital da toupeira Ibérica deverá rondar os 2000 m<sup>2</sup>, extensão que apresentara montículos resultantes da procura diária de alimento e patrulhamento defensivo. Na época de reprodução o macho expande os limites do seu território para aproximadamente 7000 m<sup>2</sup>, aumentando a sua área vital de forma a englobar o território



de uma ou mais fêmeas, não tolerando a presença de outros machos (Loy *et al.*, 1992; Loy *et al.*, 1994; Macdonald *et al.*, 1996).

Devido à adaptação à vida subterrânea, este mamífero manifesta alguma sensibilidade relativamente a qualquer tipo de poluição e contaminação dos solos que resulte na escassez ou desaparecimento do alimento (Milner & Ball, 1970; Lund, 1976; Funmilayo, 1977; García-López de Hierro *et al.*, 2012; Zurawska-Seta & Barczak, 2012). Também a conversão do habitat em urbanizações, com consequente pavimentação do solo, explorações arbóreas intensivas e outras actividades que resultem na acentuação da erosão e em alterações na composição física dos solos (principalmente na estrutura) podem resultar na perda de áreas vitais para a toupeira (Mellanby, 1966; Milner & Ball, 1970; Zurawska-Seta & Barczak, 2012).

Em cenários de pastoreio intensivo as consequências ao nível do solo não se manifestam exclusivamente através do desaparecimento de invertebrados, também o desgaste e a perda da capacidade de coesão dos solos vão impossibilitar a construção de túneis e galerias subterrâneas (Bezkorowajnyj, 1993; Chan & Barchia, 2007).

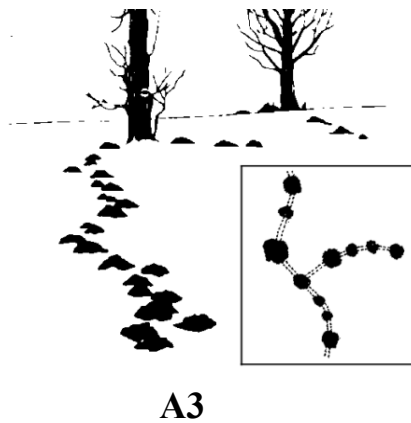
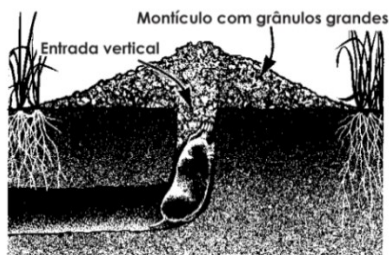
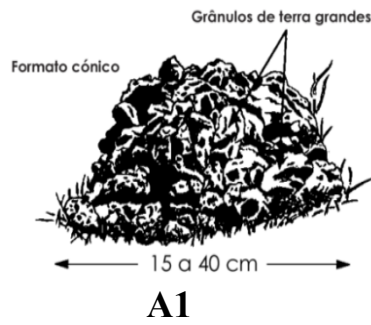
Alguns autores, como Sieg (1987) e Wijnhoven *et al.* (2006) defendem o importante papel que os mamíferos fossadores, como a toupeira Ibérica, têm no funcionamento do ecossistema. A sua actividade no subsolo torna-os, em parte, responsáveis pelo arejamento e fertilização dos solos, conduzindo ao favorecimento indirecto da produtividade primária e influenciando o desenvolvimento da comunidade vegetal (Gómez-García *et al.*, 1995; Schiffers *et al.*, 2010). Constituem igualmente um importante suplemento nutritivo, tanto para predadores mais generalistas, *e.g.* a raposa (*Vulpes vulpes*), a fuinha (*Martes foina*), a geneta (*Genetta genetta*), o texugo (*Meles meles*), coruja-do-mato (*Strix aluco*), coruja-das-torres (*Tyto alba*), águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo*), como para especialistas como o gato-bravo (*Felis silvestres*) (Gorman & Stone, 1990; Carvalho & Gomes, 2004; Rosalino *et al.*, 2005).

Em regiões de simpatria do rato-cego, *Microtus lusitanicus* com a toupeira Ibérica, foram já observados indivíduos deste roedor a usufruir dos túneis e galerias escavadas pela toupeira, beneficiando da oportunidade de poder focar a sua energia noutras actividades, como a reprodução (Miñarro *et al.*, 2012). Em Portugal, a Companhia das Lezírias é uma região de simpatria entre estas duas espécies (Santos-Reis & Mathias,

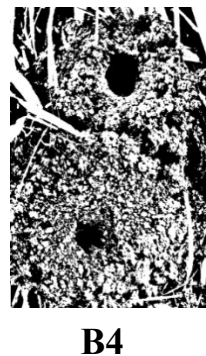
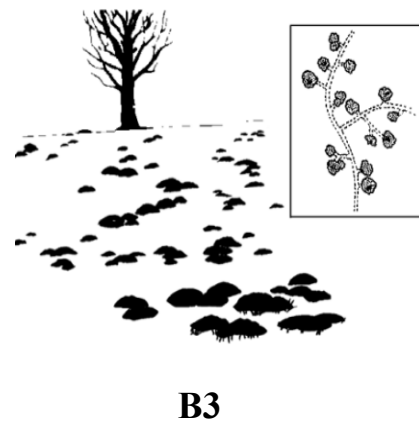
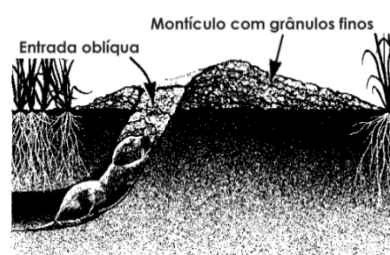
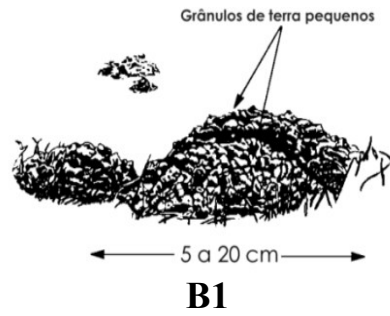
1996; Santos, 2009) sendo crucial a distinção dos sinais superficiais resultantes da actividade escavadora destas duas espécies fossadoras (Giraudoux *et al.*, 1995; Miñarro *et al.*, 2012). Os montículos de *T. occidentalis* formam-se ao longo das galerias subterrâneas e apresentam uma forte perpendicularidade com o túnel de saída, contrastando com a disposição dos montículos de *M. lusitanicus*, que se dispõem em aglomerados densos e com um túnel de saída oblíquo à galeria principal; complementarmente, é característico do rato-cego a abertura de pequenas entradas ao nível do solo, sem a acumulação de montículos de terra (Fig.1).

A toupeira Ibérica é assim um modelo paradigmático para o estudo das consequências associadas ao uso e manejo dos habitats onde estão presentes. Mais concretamente, na avaliação desses efeitos na adequabilidade do habitat para outras espécies de clima temperado perante cenários de condições ecológicas extremas (García-López de Hierro *et al.*, 2012). É, então, de extrema importância a implementação de medidas de gestão estruturadas, não só nos montados mas em todos os sistemas seminaturais, de modo a promover a protecção deste mamífero fossador. Para tal, torna-se imprescindível alargar o conhecimento científico e proceder a uma contínua monitorização da toupeira Ibérica, complementando com um acompanhamento pedagógico e sensibilização ambiental das populações.

## *Talpa occidentalis*



## *Microtus lusitanicus*



**FIG. 1**

Esquematisação dos critérios de distinção entre os indícios de presença de toupeira Ibérica, *Talpa occidentalis* (A), e de rato-cego, *Microtus lusitanicus* (B): Formato do montículo e sua granulometria (A1; B1); Inclinação do túnel de acesso á superfície (A2; B2); Dispersão dos montículos á superfície e padrão de organização das galerias (A3; B3); Galerias superficiais características da actividade da toupeira (A4), tocas típicas de *Microtus* (B4). Adaptado de Giraudoux *et al.* (1995) e Miñarro *et al.* (2012).

## 1.5. Objectivo e hipóteses em estudo

Destacando a estratégia de gestão agro-pecuária adoptada na Companhia das Lezírias, mais concretamente na Charneca do Infantado, pretendeu-se com este estudo avaliar e caracterizar o efeito da exclusão do pastoreio bovino, a curto, médio e longo prazo, (i) na distribuição e (ii) a actividade fossadora da toupeira Ibérica.

Incorporando a expansão do conhecimento sobre os factores associados às condições bióticas e abióticas locais, avaliou-se o dinamismo da actividade de *Talpa occidentalis* em diferentes cenários de gestão do montado de sobro (parcelas pastoreadas e parcelas não pastoreadas), através da monitorização e contagem de montículos na superfície do solo.

A adaptação das toupeiras a uma vida exclusivamente subterrânea implica uma forte dependência às condições do subsolo, sendo necessário um constante equilíbrio entre o alimento disponível e a manutenção do território.

- Nas parcelas pastoreadas, o exaustivo consumo do coberto arbustivo e o constante pisoteio do solo, oriundos da presença do gado, poderão ter um impacto negativo ao nível da qualidade do solo e na abundância do alimento, principalmente para as parcelas que apresentem uma elevada pressão de pastoreio. Prevê-se que a existência de menos recursos alimentares e o constante pisoteio vão estimular uma maior construção de montículos, associada à necessidade de defender um território mais extenso e reconstrução das galerias destruídas.

- Perante a exclusão do pastoreio, espera-se que estes impactos sejam amenizados ao longo de uma linha temporal até um limite de 16 anos. Como resultado, presume-se que as parcelas exibam um acentuado crescimento da cobertura arbustiva à medida que o período de ausência de gado aumente, com maior acumulação de manta morta e maior disponibilidade de matéria orgânica no solo. Prevê-se que nas parcelas de exclusão se observe um menor número de montículos, não só devido à ausência de perturbações ao nível do solo, mas também devido a uma menor necessidade de defender territórios tão extensos.

De modo a combater as tendências de intensificação e abandono do montado, que se têm vindo a verificar (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999; Verdú *et al.*, 2000; Olea & San Miguel-Ayanz, 2006), é imprescindível expandir o conhecimento científico relativo aos problemas associados às temáticas do pastoreio, nomeadamente sobre os resultados a curto, médio e longo prazo da exclusão do gado no ecossistema e os seus efeitos.

## 2. Área de estudo

---

O presente estudo decorreu num total de 18 semanas, com visitas mensais (duração de duas semanas) entre Setembro de 2013 e Junho de 2014, na Companhia das Lezírias, mais concretamente na Charneca do Infantado.

A Companhia das Lezírias é a maior exploração agro-pecuária e florestal de Portugal pertencendo, desde 1975, ao património estatal. Localizada 45km a noroeste de Lisboa, na confluência dos concelhos de Benavente, Vila Franca de Xira e Salvaterra de Magos, abrange uma extensão de 18.000 hectares, os quais se dividem em quatro áreas principais: a Lezíria de Vila Franca de Xira, a Charneca do Infantado, o Catapereiro e os Pauis (Magos, Belmonte e Lavouras). A Charneca do Infantado inclui 6.725 hectares de montado de sobreiro, inseridos na Reserva Natural do Estuário do Tejo e abrangidos pela Zona de Protecção Especial (ZPE, Directiva Habitats), onde se exploram aproximadamente 4.200 cabeças de gado bovino em manejo extensivo.

Composta por um mosaico de povoamentos florestais de sobreiro (*Quercus suber*), pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), pinheiro-manso (*Pinus pinea*) e eucalipto (*Eucalyptus* sp.), a Charneca do Infantado surge como uma das principais áreas de exploração agro-silvo-pastoril da Companhia das Lezírias, com maior destaque para a exploração dos sistemas de sobreiro. Com uma composição florística caracteristicamente dominada por diferentes espécies de sargaços (*Cistus* sp.), tojos (*Ulex* sp.), ericáceas, como o medronheiro (*Arbutus unedo*) e urzes (*Erica* sp.), bem como algumas espécies lenhosas de porte compacto, como o carrasco (*Quercus coccifera*), torna-se possível a

exploração de diversos recursos como a cortiça, a caça, a apicultura, entre outros, servindo também como suporte de pastagens para o gado (Companhia das Lezírias, [http://www.cl.pt/htmls/pt/gestao\\_florestal\\_sustentavel.shtml](http://www.cl.pt/htmls/pt/gestao_florestal_sustentavel.shtml)).

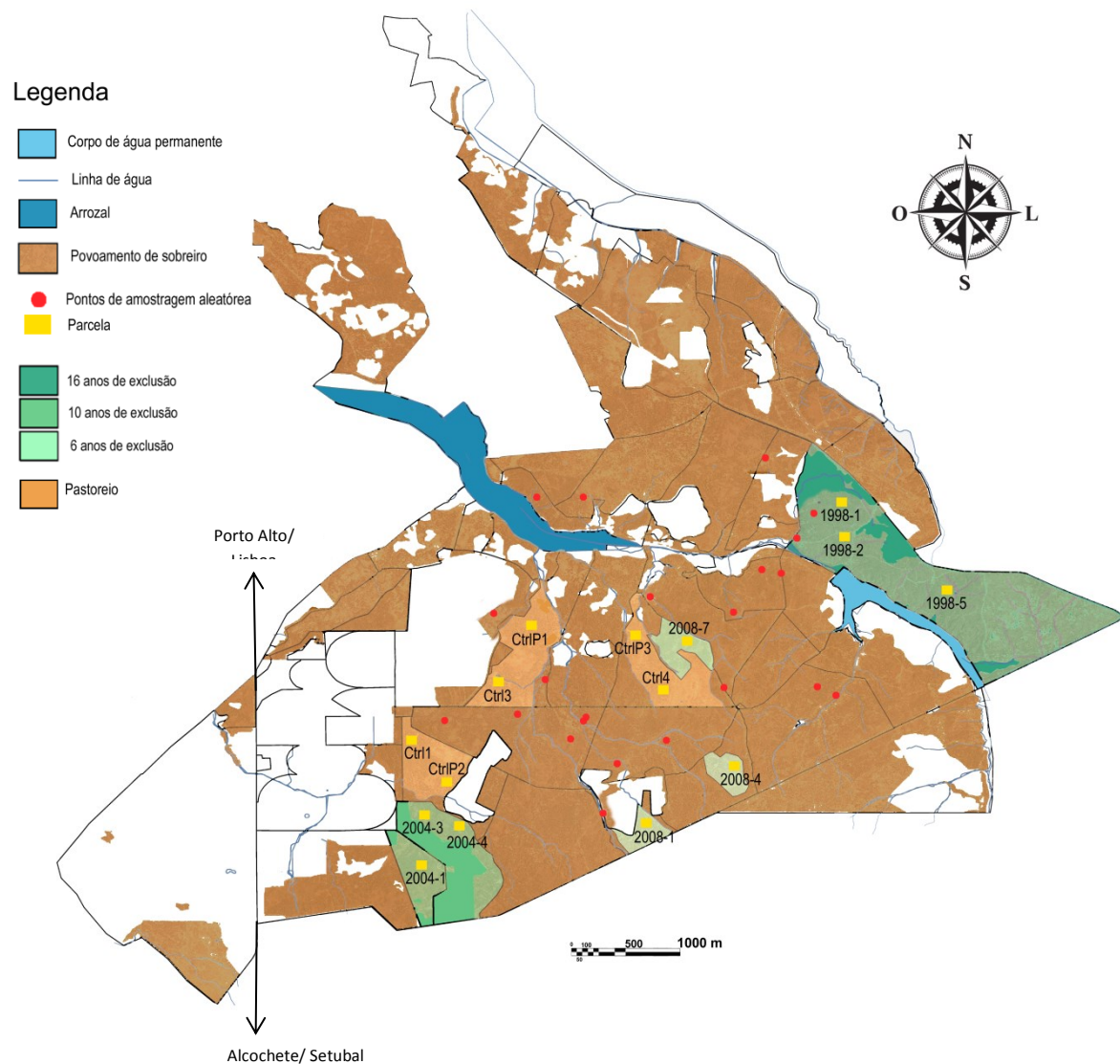
O gado surge na C.L. como um elemento estratégico associado ao sector pecuário, explorado em regime de pastoreio extensivo ao longo de pastagens permanentes, naturais e semeadas, com o objectivo de produção de carne biológica. O pastoreio realiza-se de modo intermitente (Cavaco & Calouro, 2006) em pleno montado, distribuído por parcelas rotativas sujeitas a diferentes intensidades de encabeçamentos. As manadas são formadas por 50 a 300 cabeças (CN), que deambulam livremente de Novembro a Março em talhões que chegam aos 400 hectares. Com o gado confinado a certas áreas torna-se possível a criação de espaços protegidos, actuando como áreas de exclusão de pastoreio. Estas parcelas têm vindo a ser estabelecidas desde 1998, estando representadas diferentes etapas cronológicas que permitem acompanhar e estudar a regeneração do montado.

Os verões quentes e secos, e os invernos frios e chuvosos são característicos do clima mediterrânico. A temperatura média durante todo o período de amostragem rondou os 15°C, com uma precipitação média, durante esse mesmo período, próxima dos 100mm.

As áreas amostradas são parcelas seleccionadas para monitorização a longo-termo no âmbito do plano de actividades do Sítio LTER Montado (LTER- Long-Term Ecological Research). Projecto que tem como principal objectivo perceber as consequências a longo prazo das diferentes práticas adoptadas na gestão e exploração do montado e contribuir para a sua sustentabilidade futura, através da criação de estações permanentes de investigação e monitorização dispersas pela área principal de distribuição do sistema montado (Alentejo). Pretende ainda avaliar a interacção destes efeitos em outras realidades socioeconómicas e tentar compreender o impacto de factores ambientais, tanto a nível local (e.g. intensificação da agricultura, abandono) como a nível global (e.g. alterações climáticas, desertificação).

A Companhia das Lezírias representa uma das seis estações de investigação e monitorização que compõem o Sítio LTER-Montado e aquela onde o principal factor de perturbação em análise é o impacto do pastoreio. De modo a melhor compreender toda a dinâmica envolvida neste processo, este projecto envolve um conjunto de áreas vedadas, onde parcelas de 100x100 metros, orientadas a Norte e posicionadas o mais próximo possível do centro de cada talhão, são continuamente estudadas e monitorizadas.

A amostragem para avaliação da distribuição e actividade da toupeira Ibérica compreendeu 4 tipos de parcelas: pastoreado, exclusão de gado a curto prazo (6 anos), exclusão a médio prazo (10 anos) e exclusão a longo prazo (16 anos). Para cada tipo de parcela foram seleccionados três replicados, excepto para os talhões pastoreados, que se dividiram em dois subgrupos (com matos e sem matos) representando diferentes pressões de pastoreio. Deste modo foram amostrados um total de 15 parcelas: 6 pastoreadas, 3 com algum coberto arbustivo (Ctrl1, Ctrl4, Ctrl6) e outras 3 sem qualquer vegetação arbustiva (CtrlP1, CtrlP2, CtrlP3), e 9 parcelas de exclusão (2008-1, 2008-4, 2008-7; 2004-1, 2004-3, 2004-4; 1998-1, 1998-2 e 1998-5 - Fig.1). Foram ainda seleccionados 22 pontos aleatórios em toda a área de montado da Charneca, de forma a diminuir o possível enviesamento dos resultados referentes à caracterização dos factores responsáveis pela distribuição da toupeira na área de estudo.



**FIG. 2**

Área de estudo, localização das principais tipologias de parcelas amostradas, com sinalização dos respectivos replicados e pontos de amostragem aleatórios.

## 3. Materiais e Métodos

---

### 3.1. Critérios para identificação de indícios de presença de toupeira

De modo a assegurar a correcta identificação dos sinais de toupeira, a procura de montículos na superfície do solo foi feita segundo um conjunto de características descritas para a espécie e para a sua homóloga, *Talpa europaea* (Giraudoux *et al.*, 1995; Ritchie & Nocera, 2010; Miñarro *et al.*, 2012):

1. Montículos de formato cónico, com torrões de terra bem definidos;
2. Montículos com espaçamento regular e sem sobreposição;
3. Montículos com distribuição linear;
4. Coloração ligeiramente mais escura que o solo em seu redor (presença de água, proveniente das camadas mais fundas do solo);
5. Ausência de raízes ou outra matéria vegetal roída nos montículos e suas imediações;
6. Presença de galerias superficiais;
7. Razão entre o número de aberturas no solo e o número de montículos  $<1$ .

Com base nas condições atmosféricas, um montículo pode ser considerado recente até ao período máximo de duas semanas (cenário com ausência de chuva e com temperaturas reduzidas), altura em que desaparece a água retida na terra removida, ficando o montículo com uma cor mais clara e mais compactado. Este envelhecimento temporal do montículo resulta no desaparecimento da maioria das características que os tornam distintos dos de *Microtus* sp.: formato cónico, com torrões de terra bem definidos. Assim, é de salientar que para uma correcta identificação da presença de toupeira, os montículos necessitam ser recém-formados e a sua coloração emerge como um dos critérios mais importantes a ter em conta (Anexo I).

Consequentemente apenas os montículos considerados recentes foram contabilizados durante o processo de amostragem.



De forma a corroborar os dados obtidos pela leitura de indícios de presença, descritas pelos diversos autores, procedeu-se também à instalação de armadilhas túnel (não letais) nas parcelas que apresentavam uma constante actividade fossadora. O processo de armadilhagem teve início em Junho de 2013, três meses antes do começo da amostragem, com repetição em Outubro e Novembro. Com a chegada das chuvas os solos ensopados tornaram as armadilhas inoperacionais, pelo que só se retomou a armadilhagem em Abril do ano seguinte, com repetição em Maio e Junho. Cada sessão de armadilhagem teve a duração de 5 dias, com visitas intervaladas de 12 em 12 horas.

A cada captura anotou-se: peso, comprimento total, comprimento da cauda, distância entre papila genital e ânus, assim como comprimento e largura da pata posterior (Loy *et al.*, 1992).

### 3.2. Caracterização do padrão de distribuição

A procura de indícios de presença de toupeira foi feita nas 15 parcelas predefinidas para a área de estudo e nos 22 pontos aleatoriamente lançados nos povoamentos de montado da Charneca do Infantado.

Para cada local foram recolhidos diversos dados relativos ao habitat e ao solo, cujo procedimento é explicado nos pontos 3.4 e 3.6.

### 3.3. Actividade fossadora da toupeira

A procura de sinais de actividade fossadora de *T. occidentalis*, ou seja de montículos, foi realizada durante 9 meses através de visitas mensais a cada parcela, nas quais foram percorridos 7 transectos com 100 metros de comprimento, paralelos entre si e com intervalos de 16m (Fig.3).



**FIG. 3**

Esquematização e organização da amostragem para a detecção de indícios de toupeira por parcela.

A actividade fossadora foi quantificada através da contagem mensal de montículos recentes por parcela. Apenas os montículos que obedeceram, no mínimo, a 4 dos 7 critérios descritos para a identificação de *T. occidentalis* foram utilizados para o estudo.

Durante o processo de contagem, procedeu-se também à escolha aleatória de alguns montículos, para a medição da altura (h) e diâmetro ( $\Phi$ ), seguindo-se a sua destruição parcial através de uma leve calcagem, de forma a evitar recontagens nas amostragens seguintes (Goszczyński & Goszczyńska, 1977).

Montículos a distâncias inferiores a 25 m foram considerados como aglomerados provenientes de um só indivíduo. Com um aparelho de GPS (Garmin Venture Cx) marcou-se o centróide e a altitude, medindo-se depois a distância desse ponto ao montículo mais afastado do conjunto, obtendo-se o raio (m) de cada aglomerado de montículos. Uma vez que alguns dos locais amostrados se encontraram a diferentes cotas, a altitude de cada aglomerado de montículos foi calculada, por parcela, através da subtracção das suas cotas pelas do aglomerado com a altitude inferior.

De modo a garantir que a avaliação da actividade fossadora fosse feita através da contagem de montículos construídos exclusivamente por um indivíduo, foram tidas em atenção formações simétricas e sincronizadas de montículos, separadas entre si por mais de 50 m (Goszczyński, 1983). Por outras palavras, uma parcela que apresente dois pontos distintos com mais de 50 m e com formação simultânea de montículos poderia albergar dois indivíduos, resultando na contagem errónea de um maior número de montículos.

### 3.4. Caracterização do habitat

De forma a compreender a influência da comunidade vegetal, tanto à superfície como no solo, na actividade fossadora da toupeira, vários parâmetros foram tidos em consideração: distância do centróide de cada aglomerado de montículos à árvore mais próxima, percentagem de coberto arbustivo, percentagem do coberto herbáceo e espécie arbustiva mais comum.

Por parcela, a densidade arbórea (número de árvores inseridas dentro dos limites de cada aglomerado de montículos) e a distância à árvore mais próxima (com o auxílio do GPS) foram avaliadas uma só vez para cada agregado inventariado.

A caracterização da percentagem do coberto arbustivo e do coberto herbáceo, bem como da espécie arbustiva mais comum foi feita em Setembro e em Abril, em 21 pontos fixos e regularmente distribuídos por 7 transectos, inseridos dentro de cada uma das 15 parcelas (alvos amarelos, Fig.3). A avaliação foi realizada através do método dos quadrantes, num raio pré-definido de 5 metros (Hanley, 1978). Esta caracterização foi também feita para os 22 pontos aleatórios, no mês de Maio, através da mesma metodologia dos quadrantes.

### 3.5. Caracterização do solo e da disponibilidade de alimento para a toupeira

Sendo a toupeira um animal fossador, as características do solo são certamente um factor determinante na actividade da espécie e como tal, a sua caracterização é de extrema importância.

A avaliação do solo englobou duas abordagens distintas, mas fortemente interligadas: análises da sua qualidade e quantificação do alimento disponível. Para tal foram realizadas 5 amostras de solo por parcela: 4 próximas das margens e 1 no centróide (Anexo II). A remoção do solo foi feita com recurso a um *soil sampler core*, com 10 cm de diâmetro, removendo a terra até 15 cm de profundidade. As colheitas foram realizadas

sempre no mesmo período do dia (manhã), de modo a evitar flutuações diárias nas densidades dos invertebrados subterrâneos.

O solo recolhido foi armazenado a 4°C, para a minimizar a sua deterioração durante a semana de amostragem. No laboratório, as amostras foram pesadas numa balança digital ( $\pm 0,01$  g) e crivadas manualmente (malha de 2 mm) de modo a separar a manta morta, pedras e macroinvertebrados. A quantificação da manta morta e das pedras foi feita através da sua pesagem numa balança digital ( $\pm 0,001$  g). Os invertebrados visíveis a olho nu foram removidos da terra e conservados em álcool a 70%. O solo crivado foi novamente armazenado a 4°C, de modo a ser utilizado nas análises químicas e avaliação de outros parâmetros qualitativos (ver ponto 3.6.1).

Em cada um dos 22 pontos aleatórios foi recolhida uma amostra de solo através do uso do mesmo *soil sampler core* acima descrito. O processo laboratorial englobou a pesagem das amostras numa balança digital ( $\pm 0,001$  g) e crivo manual (malha de 0,2 cm), onde se separou e quantificou ( $\pm 0,001$  g) a percentagem de pedras presentes em cada amostra.

Um total de 97 amostras de solo (75 nas parcelas + 22 pontos aleatórios) foram feitas na Charneca do Infantado.

Com o auxílio de uma Carta dos Solos, cedida pela Companhia das Lezírias, e com recurso ao software Quantum GIS 1.8.0 (versão Lisboa, licenciado pela General Public License - GNU), elaborou-se um mapa temático correspondente à área da Charneca do Infantado, representando as principais características taxonómicas e correspondentes famílias pedológicas fundamentais.

### 3.5.1. Análise da qualidade do solo

Com o objectivo de quantificar o nível de influência que a presença do gado e a sua exclusão têm ao nível do solo as variáveis analisadas em laboratório foram: matéria orgânica, capacidade de retenção de água, pH e concentração de amónio, fosfato, nitrato e nitrito.

Para a quantificação da matéria orgânica e da capacidade de retenção de água, 50 g de cada amostra de solo crivado foram secas numa estufa a 60°C, durante 5 dias, até peso constante. A matéria orgânica foi calculada através da colocação de 5 g de solo numa mufla a 600°C durante 6 horas, pesando-se a matéria final, resultante da combustão.

Os valores da percentagem de matéria orgânica foram obtidos através da fórmula:

$$MO\% = \frac{(\text{Peso inicial} - \text{Peso final})}{(\text{Peso final} - \text{Peso do recipiente})} \times 100$$

A medição da capacidade de retenção de água foi realizada através da colocação de 45 g do solo seco dentro de recipientes permeáveis, os quais foram submersos em tabuleiros com água. Após 24h, os recipientes foram escorridos e as amostras pesadas diversas vezes até o seu peso estabilizar. Os valores por amostra foram obtidos com recurso à seguinte fórmula:

$$WHC\% = \frac{(\text{Peso inicial} - \text{Peso final})}{(\text{Peso final} - \text{Peso do recipiente})} \times 100$$

Com as amostras de solo crivadas e armazenadas a 4°C fez-se um extracto aquoso (1:10). A diluição foi feita por amostra, a partir de 1 g de solo em 10 ml de água pura, misturadas num agitador durante 30 minutos. Os tubos foram depois centrifugados (Centrifuga Eppendorf 5403) a 4000 rpm, à temperatura de 4°C e durante 10 minutos; por fim filtrou-se o extracto para um tubo novo. Dos 10 ml de extracto obtido, 8 ml foram utilizados na medição do pH (pH/mV-meter digit 501-Crison) e os restantes 2 ml foram usados para a quantificação de amónio, fosfato, nitrato e nitrito.

Por análise química, foram pipetados 100 µl de extracto de amostra para cada poço da microplaca, tendo o procedimento sido feito em duplicado. Os reagentes foram adicionados nas quantidades proporcionais às descritas nos respectivos protocolos laboratoriais. A quantificação de amónio foi realizada segundo a reacção de Berthelot (Cruz & Martins-Loução, 2000); a concentração de fósforo inorgânico em solução aquosa, foi avaliada através da reacção com o verde malaquite (D'Angelo *et al.*, 2001);

finalmente, para o nitrato e nitrito seguiu-se o método de Griess (Hood-Nowotny *et al.*, 2008).

A concentração de cada um dos diferentes compostos iónicos no solo foi determinada através da elaboração de curva padrão, para cada uma das quatro análises, com respectivas soluções padrão em diferentes concentrações. As absorvências para todas as análises foram realizadas num leitor espectrofotométrico de microplacas, Tecan Spectra Rainbow Microplate Reader 400-700 nm, Switzerland, e a sua conversão em concentração no solo, mg/g, foi feita com base em factores de conversão obtidos através de curvas de calibração.

### 3.5.2. Quantificação do alimento

Através dos invertebrados capturados nos *soil sampler cores* e conservados em álcool a 70% foi possível calcular-se a biomassa ( $\text{g/m}^2$ ), densidade (indivíduos/ $\text{m}^2$ ) e riqueza de ordens para cada uma das 15 parcelas amostradas. Os exemplares foram identificados até à ordem e pesados ( $\pm 0,001 \text{ g}$ ).

Devido à importância que as minhocas têm na dieta das toupeiras foi realizada uma amostragem específica para estes invertebrados. O método adoptado foi a recolha manual, visto apresentar uma relação eficácia/danos favorável (Coja *et al.*, 2008). Com uma pá, procedeu-se à remoção de solo correspondente a um quadrado de 50x25 cm, com 15 cm de profundidade. Removeu-se igualmente toda a manta morta presente na camada superficial, capturando-se os espécimes que se encontrassem na superfície (Anexo III). A recolha foi feita entre o mês de Abril e Maio, visto corresponder aos meses em que os adultos regressam às camadas mais superficiais do solo (Callaham & Hendrix, 1997; Valle *et al.*, 1997). A amostragem foi realizada para as 15 parcelas estabelecidas na área de estudo.

De modo a minimizar quaisquer variações secundárias nas densidades de minhocas, resultantes dos seus movimentos verticais diários (Lavelle, 1988), por sua vez regulados pela sua actividade circadiana (García-López de Hierro *et al.*, 2012), o factor ‘hora do dia’ foi tido em consideração. Assim, as colectas de solo foram realizadas

sempre entre as 7h e as 9h da manhã, período no qual as minhocas se encontram nas camadas mais superficiais do solo (Lavelle, 1988).

Depois de serem medidas e pesadas ( $\pm 0,001$  g), as minhocas capturadas foram conservadas em álcool a 70%. Foram ainda divididas em dois grupos: minhocas com clitélio (adultos reprodutores) e sem clitélio evidente (juvenis).

### 3.6. Cálculo da pressão de pastoreio

Uma vez que o gado permanece na Charneca apenas durante o outono e inverno, a pressão do pastoreio foi calculada através da intensidade de pastoreio ( $CNha^{-1}dia^{-1}$ ), que se resume ao número de cabeças de gado por hectare e o total de dias presentes na respectiva parcela, calculado com base nas datas de entrada e saída das manadas por talhão em cada ano.

Através dos valores fornecidos pela Companhia das Lezírias sobre o encabeçamento de cada manada, bem como o tempo de permanência correspondente ao ano de 2013/14, e sabendo-se a área dos respectivos talhões, a pressão de pastoreio foi calculada através da fórmula:

$$P = \frac{CN}{\text{Área talhão (ha)}} * \text{dia de permanência}$$

Os valores de pastoreio relativos a cada parcela foram inseridos no sistema de informação geográfica (SIG), com recurso ao software QGIS 1.8.0.

As parcelas com pastoreio vão actuar como valor controlo, de modo a permitir uma correcta avaliação do efeito da exclusão do gado na actividade fossadora da toupeira, pelo que se torna imprescindível ter conhecimento da pressão de pastoreio presente em cada parcela.

### 3.7. Análise de dados

Cada local amostrado (parcelas e pontos aleatórios) foi sobreposto, com recurso ao software QGIS 1.8.0., ao mapa temático de solos da Charneca do Infantado e ao mapa representante das pressões de pastoreio, obtendo-se a família podológica de cada amostra de solo e respectiva pressão de pastoreio.

### 3.8. Análise estatística

De forma a compreender quais as variáveis responsáveis pela distribuição e actividade fossadora da toupeira Ibérica na Charneca do Infantado usou-se como método preditivo o Modelo Linear Generalizado (GLM).

Devido ao limitado tamanho de observações (número de replicados) foi necessário reduzir o número de variáveis preditivas a serem utilizadas na elaboração dos modelos. A triagem foi feita com base na construção de uma matriz de correlações de Spearman, removendo-se as variáveis com menor significado biológico, entre pares de variáveis que revelassem uma forte correlação significativa,  $r_s \geq 0,70$  com  $P \leq 0,05$ .

Para uma melhor compreensão dos efeitos directos e indirectos do gado e da sua exclusão no habitat, foram realizados testes de correlações de Spearman com as variáveis dependentes alusivas ao habitat, ao alimento e às características do solo do solo.

Para avaliar quais as variáveis responsáveis pelo padrão de distribuição da toupeira Ibérica na Charneca do Infantado usou-se um GLM, com família de distribuição binomial e função de ligação logarítmica. Foram criados 3 modelos, cada um correspondente a parâmetros distintos: Solo (pedregosidade; família taxonómica do solo), pressão de pastoreio e habitat (densidade herbácea; densidade arbustiva), que actuaram como variáveis independentes, com os dados de presença/ausência de toupeira a operarem como variável dependente.

Do mesmo modo, a avaliação dos parâmetros determinantes da actividade fossadora foi realizada através da elaboração de vários modelos lineares generalizados, desta vez, com família de distribuição Poisson e função de ligação logarítmica. O número



total de montículos por hectare correspondeu à variável dependente. As variáveis independentes foram divididas e organizadas em três subconjuntos denominados de “modelos puros” (Pastoreio, Habitat e Alimento), mais um quarto conjunto misto (Pastoreio + Habitat + Alimento), composto pelas variáveis dos “modelos puros” que apresentaram um efeito significativo ( $P \leq 0,05$ ) nos respectivos modelos.

Para cada “modelo puro”, as variáveis com maior poder explicativo foram escolhidas com base na respectiva influência no valor final de AIC (Akaike Information Criterion) para amostras pequenas, AICc, com remoção manual e individual, num método por passos (stepwise) até se obter um modelo com menor valor de AICc.

Modelos com  $\Delta AICc > 4$  entre si não foram considerados como modelos candidatos (Burnham & Anderson, 2002), pelo que se elegeu o modelo com melhor poder discriminatório para o comportamento da variável dependente através de um conjunto de parâmetros: modelo com menor valor de AICc, melhor nível de previsão e valor de dispersão mínimo ( $c\text{-hat}=1$ ).

A previsão ou variância explicada por cada modelo foi calculada através do desvio explicado, obtido pela seguinte fórmula (Guisan & Zimmermann, 2000):

$$D2 = \frac{\text{desvio nulo} - \text{desvio residual}}{\text{desvio nulo}}$$

A elaboração das curvas de calibração das absorvências resultantes das análises do solo foi feita com recurso à regressão linear, através do método dos mínimos quadrados, dos correspondentes valores de concentração padronizados. O limite de linearidade foi estabelecido para  $R^2 > 0,95$ . Concentrações responsáveis pelo declínio de  $R^2 < 0,90$  foram removidas. A conversão dos valores de absorvência foi feita através da equação de regressão, de  $y$  em  $x$ , da respectiva curva de calibração relativa aos diferentes testes (Barwick, 2003; Hood-Nowotny *et al.*, 2010)

A significância estatística dos testes foi assumida com  $P \leq 0,05$ . As análises estatísticas foram realizadas com o R software 3.0.2 (The R Foundation for Statistical Computing, 2013) com o uso do pacote adicional "AICcmodavg" (Mazerolle, 2014).

## 4. Resultados

### 4.1. Padrão de distribuição

Na avaliação do padrão de distribuição (presença/ausência), o modelo puro do solo foi o que apresentou o valor de AIC mais reduzido ( $AIC = 15,478$ ;  $K = 3$ ;  $P = 0,000$ ), explicando 80% da variância na distribuição da toupeira Ibérica, na área de estudo (Tabela 1). De facto, observou-se uma correlação negativa entre a percentagem de pedras no solo e a presença de montículos ( $r_s = -0,85$ ;  $P = 0,000$ ). Para valores de pedregosidade superior a 35%, a ausência de montículos foi total.

O modelo “Pastoreio” apenas conseguiu explicar 9% da variância na distribuição da toupeira Ibérica, porém demonstrou alguma significância, que pode ser justificada pela maioria dos pontos de solo amostrado estarem inseridos em pastagens (68% tinham gado). Não foi realizado um modelo misto devido à força demonstrada pelo modelo puro “Solo”.

**Tabela 1**

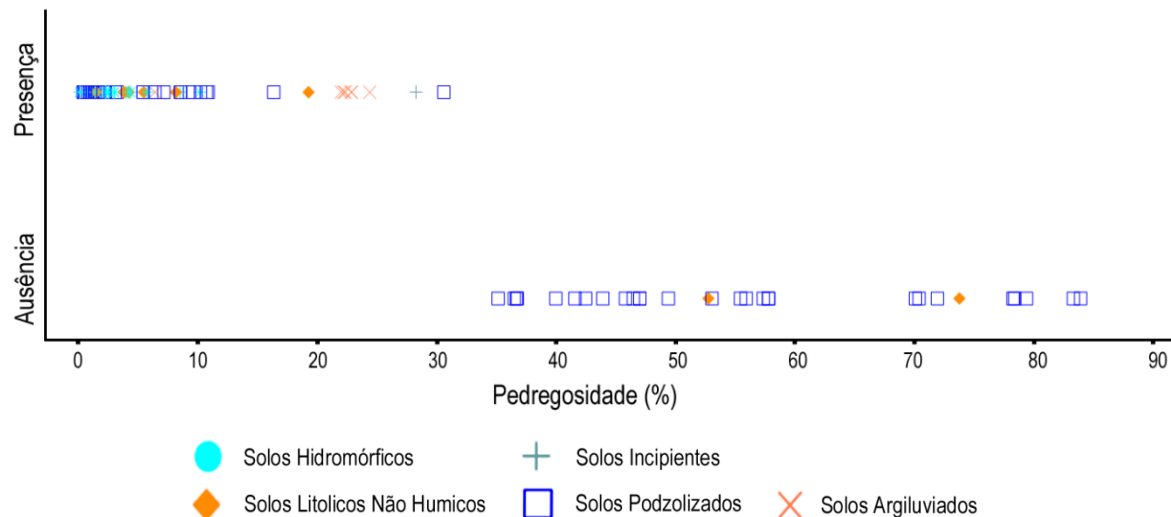
Sumário dos parâmetros performativos de todos os modelos lineares generalizados testados para a distribuição de indícios de actividade fossadora, na Charneca do Infante. (K: parâmetros estimados no modelo,  $D^2$ : variância explicada, AICc: Akaike Information Criterion para amostras pequenas,  $\Delta AICc$ : diferença entre o AICc de cada um dos quatro modelos testados, organizados do valor inferior para o mais elevado).

Modelos	K	$D^2$	AICc	$\Delta AICc$	P
Solo	3	0,80	15,17	0,00	0,000
Pastoreio	2	0,09	43,5	28,33	0,005
Habitat	3	0,008	49,5	6,00	0,056

Dos 97 locais amostrados (75 nas parcelas + 22 pontos aleatórios), 29 (30%) não apresentaram sinais de actividade fossadora, correspondendo aos valores de pedregosidade acima dos 35%.

Das 15 parcelas estabelecidas como área de estudo, apenas 4 (27%) não apresentaram indícios de actividade de toupeira durante os 9 meses de amostragem, correspondendo a uma parcela com pastoreio (Ctrl4) e 3 parcelas de exclusão: uma a curto prazo (2008-7) e duas a longo prazo (1998-1; 1998-5).

Os locais sem toupeira apresentaram uma pedregosidade média de 49%. A maior observação de montículos ocorreu nos locais que apresentaram em média um valor de pedregosidade de 6%, com a observação de sinais de actividade até um valor máximo de pedras na ordem dos 31% (Fig.3).



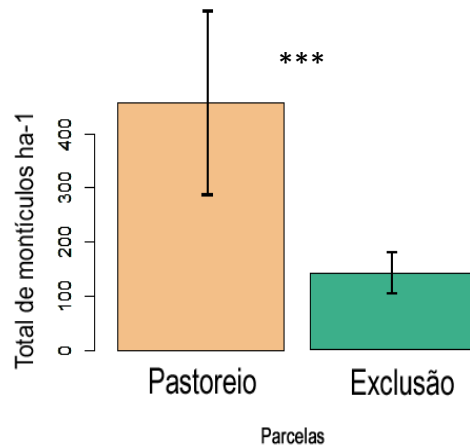
**FIG. 3**

Relação entre a pedregosidade e a presença de montículos de toupeira Ibérica, na Charneca do Infantado, tendo em conta a família taxonómica (simbologia) do solo.

Na companhia das Lezírias, a origem podológica do solo não revelou ser limitante na distribuição da toupeira dado que se encontraram montículos em todas as 5 classes taxonómicas presentes na Charneca do Infantado (Anexo II).

## 4.2. Actividade fossadora

Durante o período de amostragem foi contabilizado um total de 3124 montículos, provenientes das 15 parcelas amostradas. Em média, as parcelas pastoreadas apresentaram 4 vezes mais montículos ( $333 \pm 101/\text{ha}$ ) que as parcelas vedadas ao gado ( $73 \pm 23/\text{ha}$ ), independentemente do seu período de exclusão (ANOVA:  $F= 14,00$ ;  $P=0,000$ ), (Fig. 4).



**FIG. 4**

Valores da actividade fossadora da toupeira Ibérica (média±SD) nas parcelas pastoreadas (n=5), em comparação com as parcelas vedadas ao gado (n= 6) na Charneca do Infantado, \*\*\* $P=0,00$ .

As parcelas correspondentes à exclusão a curto (6 anos) e médio (10 anos) prazos foram as que apresentaram os menores valores de actividade fossadora. O número total de montículos contabilizados foi semelhante entre si (ANOVA:  $F=0,0$ ;  $P=1,0$ ), com uma média de  $123 \pm 36$ /ha para as parcelas correspondentes à exclusão a curto prazo (2008) e de  $123 \pm 3$ /ha nas parcelas de médio prazo (2004). Dos três replicados estabelecidos para testar os efeitos da exclusão do pastoreio a longo prazo, 16 anos, apenas uma parcela pôde ser usada para este estudo, na qual se obteve a respectiva confirmação visual de presença de toupeira, através da captura de um exemplar por armadilhagem. Esta parcela apresentou um total de 224 montículos por hectare (Tabela 2), valor superior ao observado nas parcelas com menor período de exclusão (ANOVA:  $F=1040,00$ ;  $P=0,000$ ).

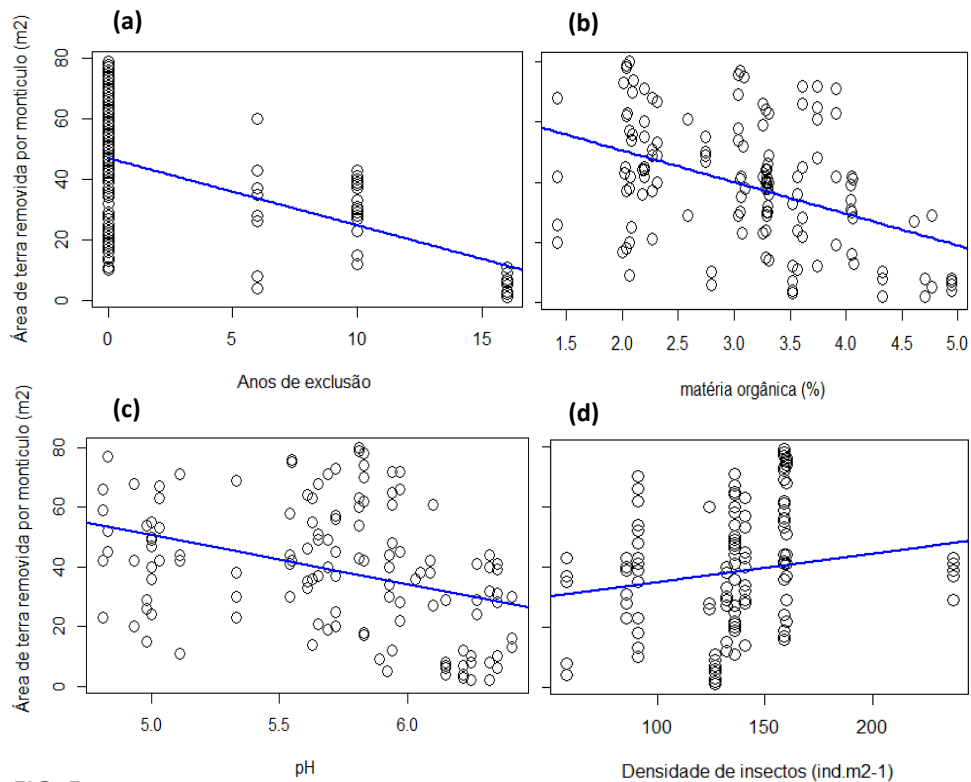
O tamanho médio dos montículos por parcela foi medido num total de 276 montículos. As parcelas com gado mostraram montículos com áreas maiores ( $0,11 \pm 0,04 \text{ m}^2$ ), com um volume de terra removida a rondar os  $0,96 \pm 0,19 \text{ m}^3$ /hectare. As parcelas vedadas ao gado a curto e médio prazos tiveram montículos com áreas semelhantes ( $0,04 \pm 0,03 \text{ m}^2$ ), porém menores às parcelas pastoreadas, exibindo também baixos volumes de terra removida por hectare. Os montículos mais pequenos foram observados na parcela correspondente à exclusão a longo prazo, observando-se igualmente o volume mais baixo de terra removida por hectare ( $0,02 \pm 0,01$ ), (Tabela 2).

**Tabela 2**

Número de montículos (média±SD) por hectare e tamanho médio dos montículos (média±SD) correspondentes a cada tipo parcela, com respectiva informação sobre o número de replicados usados, anos de ausência de gado e volume de terra removida por hectare em 9 meses.

Parcelas	No. replicados	Exclusão pastoreio(anos)	No. montículos ha <sup>-1</sup>	Área montículo (m <sup>2</sup> )	Terra removida ha <sup>-1</sup> (m <sup>3</sup> )
Controlo	4	0	535±120	0,11±0,04	0,96±0,19
Exclusão 2008	2	6	123±36	0,06±0,03	0,09±0,04
Exclusão 2004	3	10	123±3	0,06±0,02	0,14±0,08
Exclusão 1998	1	16	224	0,01±0,00	0,02±0,01

A variação da área dos montículos nas diferentes parcelas foi realizada através da correlação negativa entre a quantidade de terra expelida por montículo e os anos de ausência de pastoreio ( $r_s = -0,79$ ;  $P = 0,00$ ). A mesma tendência negativa foi observada com os valores do pH do solo ( $r_s = -0,70$ ;  $P = 0,00$ ) e a percentagem de matéria orgânica ( $r_s = -0,72$ ;  $P = 0,00$ ). O tamanho médio dos montículos exibiu também uma correlação positiva com a densidade de artrópodes capturados no subsolo ( $r_s = 0,53$ ;  $P = 0,00$ ), (Fig.5).

**FIG. 5**

Relação entre a área dos montículos de toupeira Ibérica com os anos de exclusão ao gado (a), percentagem de matéria orgânica no solo (b), valores de pH (c) e densidade de insectos (d) na Charneca do Infante.

### 4.3. Factores determinantes da actividade fossadora

Os modelos puros foram os que apresentaram menor poder explicativo da variância da actividade da toupeira Ibérica, com o modelo Pastoreio a explicar 67%, o Habitat apenas 22% e o Alimento 47%, sendo que apenas o primeiro modelo se mostrou significativo. O modelo Misto, composto pelas variáveis mais fortes dos 3 submodelos puros (Anexo IV), explicou 99% da variância da actividade fossadora da espécie, medida pelo número de montículos nas diferentes parcelas. Correspondeu também ao modelo sem sobredispersão ( $c\text{-hat}=1$ ) e com o menor valor de AICc (194,2), (Tabela 3).

**Tabela 3**

Sumário dos parâmetros performativos de todos os modelos lineares generalizados testados para a actividade fossadora da toupeira Ibérica, na Charneca do Infantado (K: parâmetros estimados no modelo,  $c\text{-hat}$ : factor de sobredispersão do modelo,  $D^2$ : variância explicada, AICc: Akaike Information Criterion para amostras pequenas,  $\Delta\text{AICc}$ : diferença entre o AICc de cada um dos quatro modelos testados, organizados do valor inferior para o mais elevado).

Modelos	K	$c\text{-hat}$	$D^2$	AICc	$\Delta\text{AICc}$	$P$
Misto	8	1,21	0,98	194,2	0,00	<b>0,018</b>
Pastoreio	3	55,6	0,69	558,5	364,3	<b>0,013</b>
Habitat	5	125,25	0,49	873,3	314,8	0,45
Alimento	7	231,2	0,46	948,7	75,4	0,71

Valores de  $P \leq 0,05$  destacados.

No modelo misto, a pressão do pastoreio ( $\text{CNha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) e o comprimento médio das minhocas (Oligo\_c) foram os parâmetros com maior relação com a construção de montículos. Os restantes parâmetros associados ao alimento: biomassa das minhocas (Oligo\_g), razão entre minhocas adultas e juvenis (Ad/jv), biomassa (Bio) e densidade (Den) de artrópodes no subsolo, bem como o coberto herbáceo (Herb), apresentaram um efeito negativo na formação de montículos (Tabela 4).

**Tabela 4**

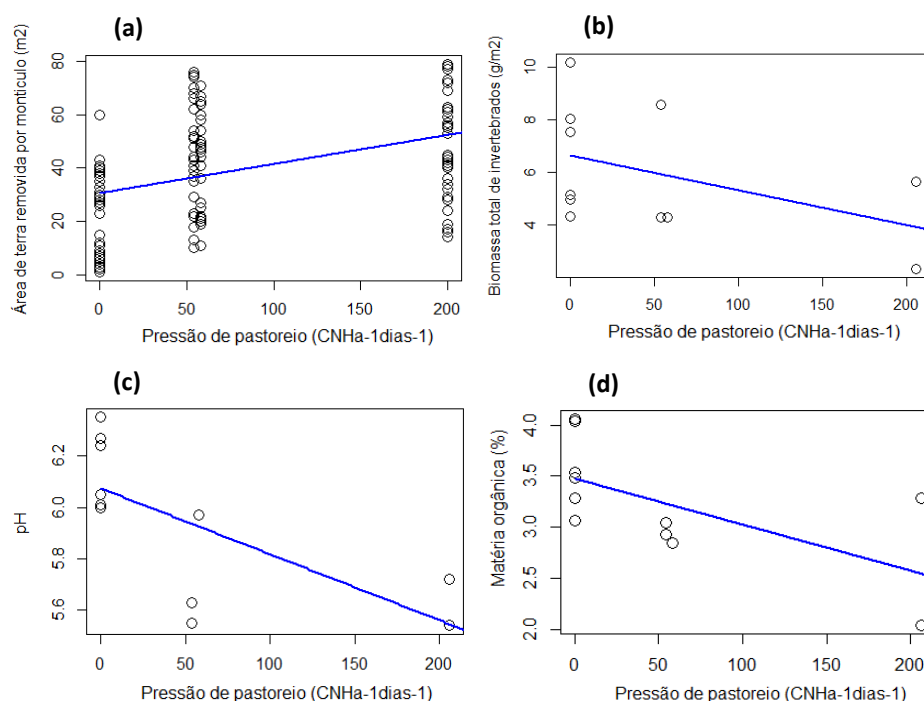
Sumário de todas as variáveis explicativas correspondentes ao melhor modelo linear generalizado, explicativo para a actividade fossadora da toupeira Ibérica na Charneca do Infantado.

Parâmetro	Efeito	EP	$P$
CNha	2,14	0,084	<b>0,000</b>
Oligo_g	-0,50	0,027	<b>0,000</b>
Oligo_c	1,44	0,079	<b>0,000</b>
Ad/jv	-2,60	0,146	<b>0,000</b>
Bio	-0,13	0,014	<b>0,000</b>
Den	-0,02	0,001	<b>0,000</b>
Herb	-0,53	0,072	<b>0,000</b>

Valores de  $P \leq 0,05$  destacados.

## 4.4. Efeito do pastoreio

Nas parcelas pastoreadas observou-se uma correlação positiva entre o tamanho médio dos montículos e a pressão de pastoreio existente em cada parcela (Fig.6 [a]). Para os invertebrados, apenas a biomassa total por parcela exibiu uma correlação negativa com a pressão do pastoreio (Fig.6 [b]). Ao nível da química do solo, foi a variável pH que apresentou uma correlação negativa (Fig.6 [c]), enquanto a matéria orgânica exibiu uma correlação positiva (Fig.6 [d]).



**FIG. 6**

Relação entre a pressão do pastoreio com o tamanho dos montículos **(a)**, biomassa de invertebrados **(b)**, valores de pH **(c)** e percentagem de matéria orgânica no solo **(d)** nas parcelas de estudo pastoreadas, na Charneca do Infantado.

## 4.5. Efeito da exclusão do pastoreio

### 4.5.1. Solo

Apenas duas, das seis análises realizados ao solo mostraram alguma resposta em relação ao tempo de exclusão do pastoreio. As parcelas com gado apresentaram os solos mais ácidos ( $\text{pH} = 5,40 \pm 0,39$ ) e com menor percentagem de matéria orgânica ( $2,69 \pm 0,55$ ),

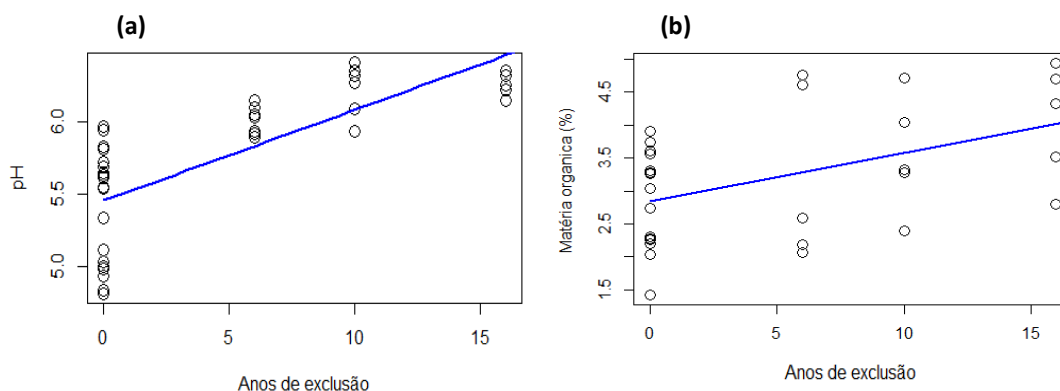
com a parcela de maior intervalo de exclusão a apresentar os valores mais elevados de pH ( $6,26 \pm 0,07$ ) e de percentagem de matéria orgânica ( $4,32 \pm 0,46$ ), (Tabela 5).

**Tabela 5**

Valores dos parâmetros relativos às propriedades do solo (média $\pm$ SD) nas parcelas com gado (controlo) e nas excluídas ao gado em diferentes períodos: curto (6 anos), médio (10 anos) e longo (16 anos). %MOT: percentagem de matéria orgânica; %WHCmáx: capacidade máxima de retenção de água.

Propriedades solo	Controlo	Curto	Médio	Longo
pH	5,40 $\pm$ 0,39	6,01 $\pm$ 0,09	6,23 $\pm$ 0,17	6,26 $\pm$ 0,07
%MOT	2,69 $\pm$ 0,55	3,52 $\pm$ 0,97	3,55 $\pm$ 0,78	4,32 $\pm$ 0,46
%WHC	30,07 $\pm$ 6,30	28,00 $\pm$ 5,98	27,93 $\pm$ 5,49	28,82 $\pm$ 3,47
Nitrato (mg/g)	0,29 $\pm$ 0,58	0,03 $\pm$ 0,02	0,13 $\pm$ 0,14	0,27 $\pm$ 0,18
Nitrito (mg/g)	0,05 $\pm$ 0,02	0,06 $\pm$ 0,056	0,06 $\pm$ 0,04	0,04 $\pm$ 0,01
Fosfato (mg/g)	0,92 $\pm$ 0,31	0,95 $\pm$ 0,39	1,01 $\pm$ 0,43	0,73 $\pm$ 0,04
Amónio (mg/g)	0,00 $\pm$ 0,00	0,52 $\pm$ 0,91	0,28 $\pm$ 0,71	0,00 $\pm$ 0,00
Manta Morta (g/m <sup>2</sup> )	264 $\pm$ 103	239 $\pm$ 57	406 $\pm$ 157	553 $\pm$ 112

As duas variáveis que demonstraram uma resposta significativa em relação aos anos de exclusão do gado foram o pH ( $r_s = 0,86$ ;  $P = 0,00$ ) e a percentagem de matéria orgânica ( $r_s = 0,54$ ;  $P = 0,00$ ) no solo (Fig.7).



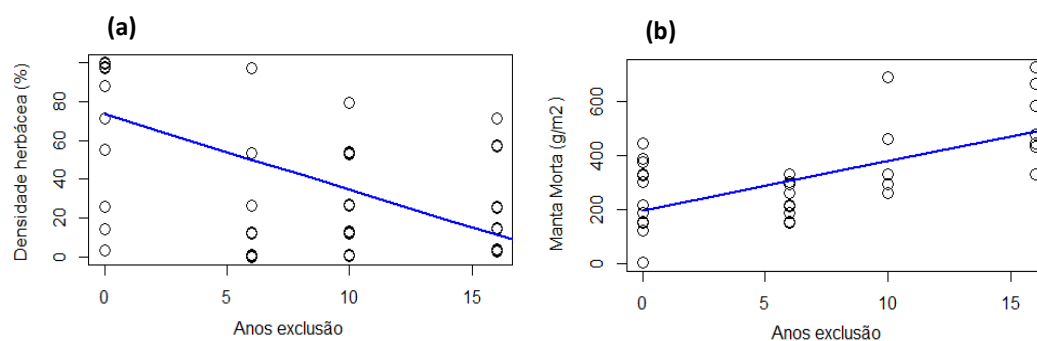
**FIG. 7**

Relação entre o período de exclusão ao pastoreio das parcelas com os valores do pH **(a)** e percentagem de matéria orgânica **(b)** do solo. O valor zero de exclusão corresponde às parcelas controlo.



### 4.5.2. Superfície do solo

A densidade herbácea correlacionou-se negativamente com o aumento do período de exclusão do gado ( $r_s = -0,54$ ;  $P = 0,00$ ), observando-se o efeito oposto na deposição de manta morta ( $r_s = -0,52$ ;  $P = 0,01$ ), (Fig.8).



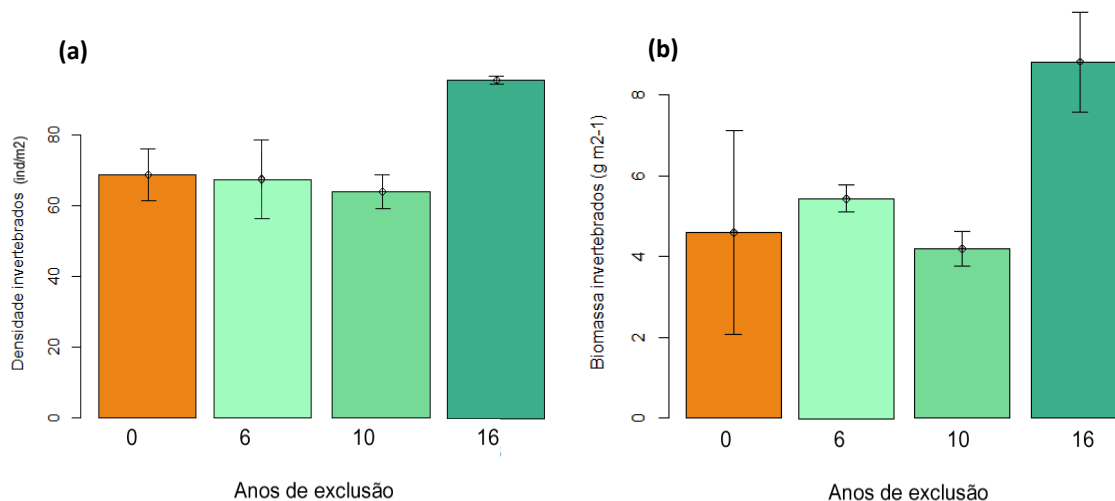
**FIG. 8**

Relação entre o período de exclusão do pastoreio das parcelas com a densidade herbácea **(a)** e com o peso (g) de manta morta depositada por m<sup>2</sup> **(b)**. O valor zero de exclusão corresponde às parcelas controle.

Observou-se também uma correlação negativa entre a densidade herbácea e densidade arbustiva ( $r_s = -0,71$ ;  $P = 0,00$ ).

### 4.5.3. Invertebrados do solo

As parcelas com a exclusão a longo prazo demonstraram os valores mais elevados de densidade de invertebrados no subsolo ( $95,56 \pm 0,01$  ind/m<sup>2</sup>), e também uma maior disponibilidade de biomassa ( $8,81 \pm 1,21$  g/m<sup>2</sup>). As restantes parcelas não apresentaram diferenças significativas nos níveis de densidade e biomassa de invertebrados (Fig.9).

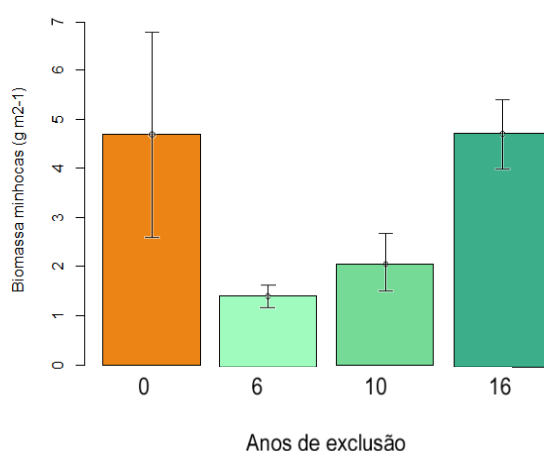


**FIG. 9**

Valores da densidade total de invertebrados no solo (média±SD) **(a)** e biomassa total de invertebrados no subsolo (média±SD) **(b)**, capturados dentro dos limites de cada parcela.

A biomassa dos invertebrados exibiu uma resposta negativa com a presença de gado ( $r_s = -0,52$ ;  $P = 0,07$ ), observando-se uma correlação positiva com os valores de pH do solo ( $r_s = 0,50$ ;  $P = 0,05$ ).

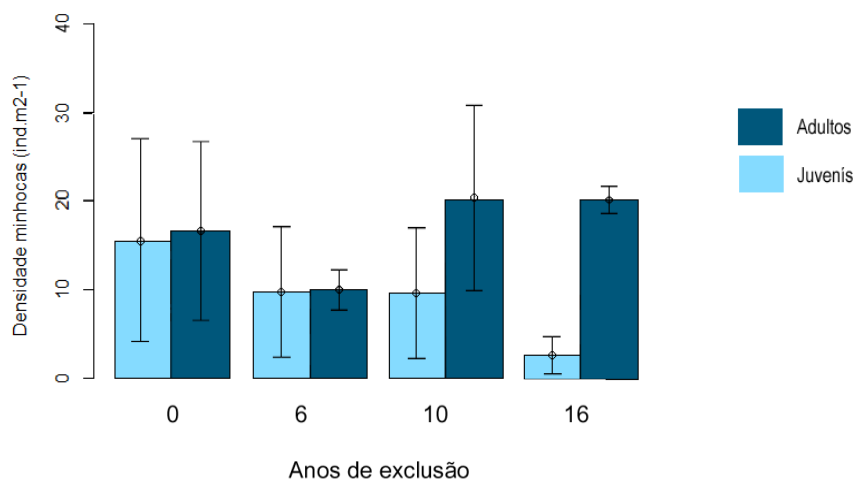
No que se refere à classe Oligoqueta a biomassa total de minhocas apresentou valores mais elevados nas parcelas com exclusão a longo prazo ( $4,7 \pm 0,8 \text{ g/m}^2$ ) e nas parcelas pastoreadas ( $3,7 \pm 2,5 \text{ g/m}^2$ ), com os valores mais reduzidos registados nas parcelas com menor período de exclusão ao gado, a curto ( $1,4 \pm 0,2 \text{ g/m}^2$ ), (ANOVA:  $F = 48,55$ ;  $P = 0,019$ ) e médio prazo ( $1,8 \pm 0,6 \text{ g/m}^2$ ), (ANOVA:  $F = 39,00$ ;  $P = 0,024$ ), (Fig.10).



**FIG. 10**

Valores da biomassa total de minhocas (média±SD) capturadas dentro dos limites de cada parcela.

As densidades de minhocas foram semelhantes em todas as parcelas. Porém ao nível da sua maturidade sexual, a exclusão a longo prazo apresentou a maior proporção de indivíduos adultos capturados (89%), enquanto as restantes parcelas apresentaram uma distribuição aproximadamente equilibrada entre o número de minhocas adultas (com clitélio) e imaturas (sem clitélio aparente), (Fig.11).

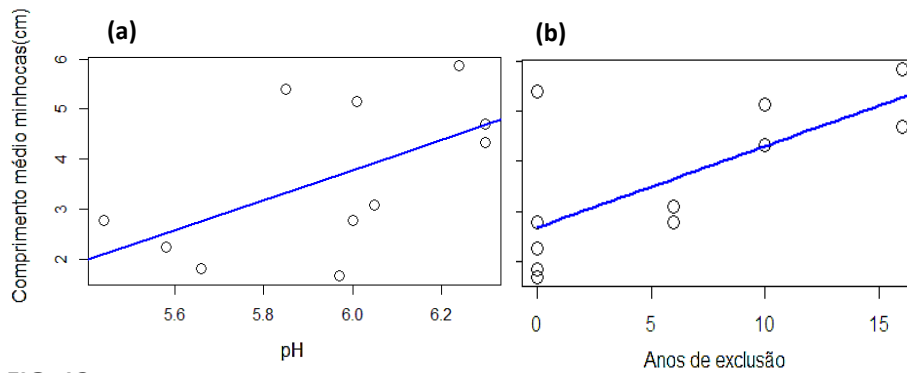


**FIG. 11**

Valores da densidade de minhocas (média±SD), imaturas e adultas por parcela.

A biomassa de minhocas apresentou uma correlação positiva com a concentração de nitrato no solo ( $r_s = 0,50$ ;  $P = 0,05$ ) e com o período de anos de exclusão do gado ( $r_s = 0,50$ ;  $P = 0,05$ ). Para a sua densidade total observou-se uma correlação positiva com a concentração de fosfato no solo ( $r_s = 0,50$ ;  $P = 0,05$ ) e com a densidade de indivíduos imaturos ( $r_s = 0,92$ ;  $P = 0,00$ ).

Em média o comprimento das minhocas adultas foi maior nas parcelas excluídas ao gado, com os valores máximos ( $7,75 \pm 3$  cm) registados para a exclusão a longo prazo e os menores valores ( $2,79 \pm 1,36$  cm) correspondentes às parcelas com gado. Esta variável exibiu uma correlação positiva com os valores do pH do solo ( $r_s = 0,63$ ;  $P = 0,02$ ) e com os anos de exclusão do pastoreio ( $r_s = 0,64$ ;  $P = 0,01$ ), (Fig.12).



**FIG. 12**

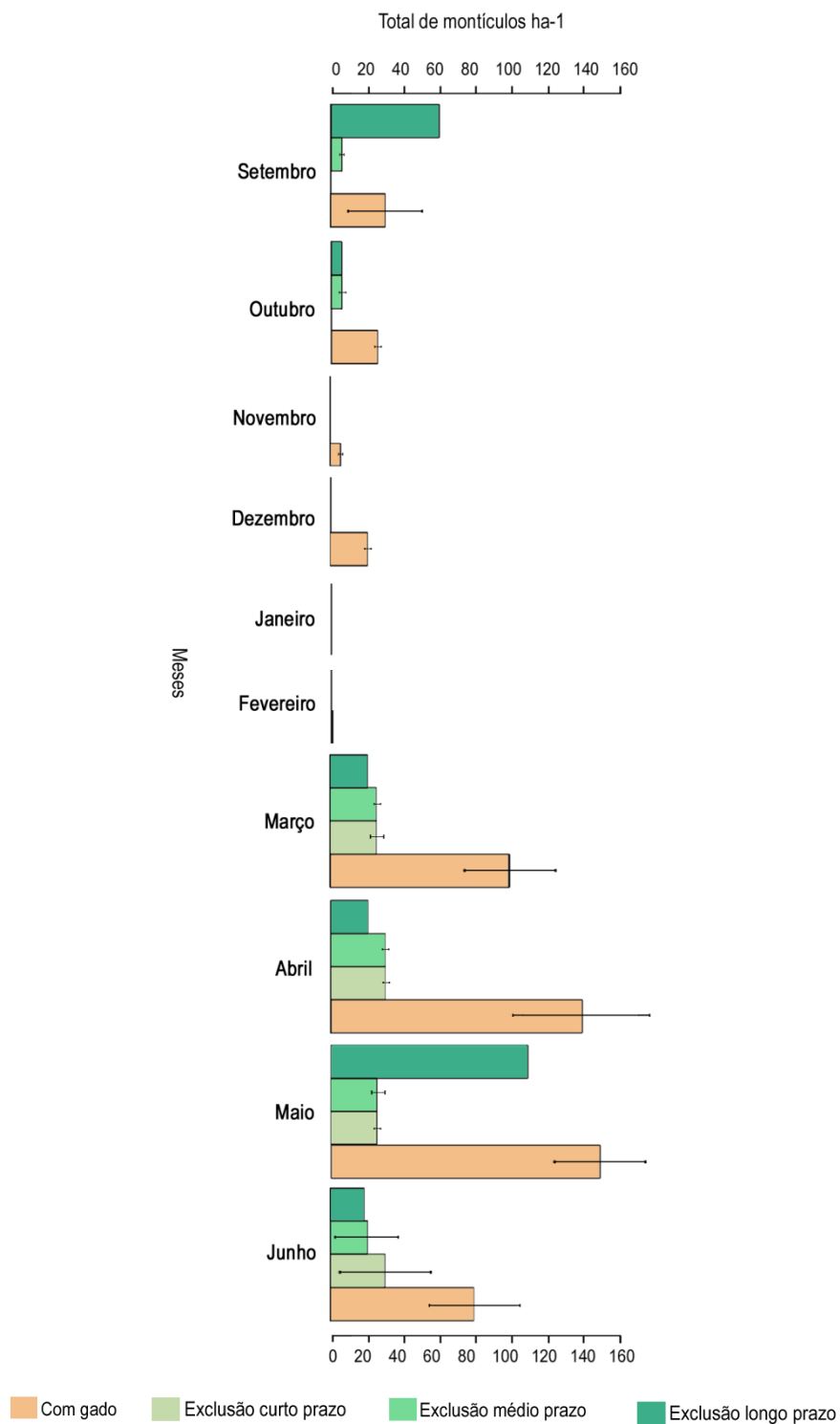
Relação do comprimento médio das minhocas adultas com o pH do solo **(a)** e os anos de exclusão das parcelas **(b)** na Charneca do Infantado.

## 4.6. Variação mensal da actividade fossadora

Os valores mais reduzidos da actividade fossadora foram observados para todas as parcelas nos meses de inverno, variando entre o número máximo de 40 montículos (Outubro) e mínimo de 0 montículos (Janeiro) por hectare. Em Março verificou-se o ressurgimento da actividade fossadora, atingindo valores máximos em Abril e Maio, com uma média de  $130 \pm 60$  montículos para as parcelas pastoreadas e  $50 \pm 30$  montículos para as vedadas ao gado.

Mensalmente, as parcelas pastoreadas apresentaram um número de montículos superior ao das parcelas vedadas, com maior expressão nos meses de Março (ANOVA:  $F= 20,62$ ;  $P= 0,002$ ), Abril (ANOVA:  $F= 21,87$ ;  $P= 0,002$ ) e Maio (ANOVA:  $F= 21,34$ ;  $P= 0,002$ ).

Na avaliação da actividade fossadora mensal para os locais vedados ao gado as parcelas correspondentes à exclusão a curto e médio prazos exibiram padrões de construção de montículos bastante homogêneos, com a exclusão a longo prazo a destacar-se nos meses de Setembro (ANOVA:  $F= 17,61$ ;  $P= 0,01$ ) e Maio (ANOVA:  $F= 21,34$ ;  $P= 0,001$ ) através da observação de picos de actividade fossadora (Fig.13).

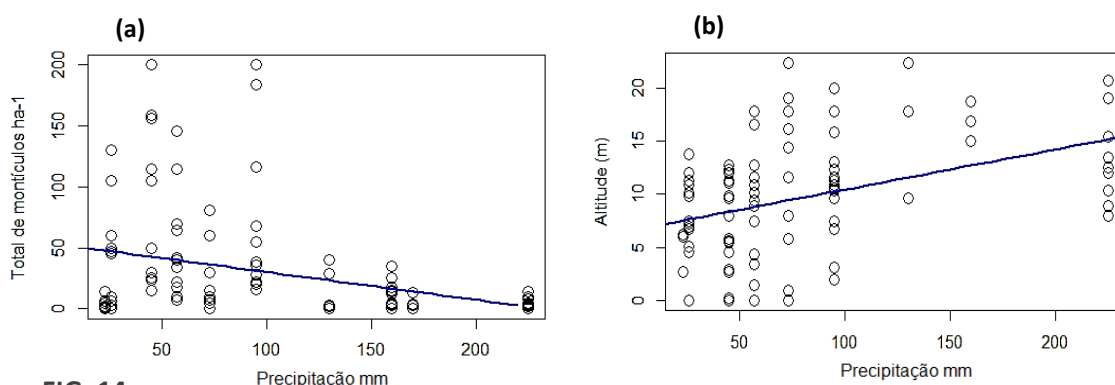


**FIG. 13**

Varição da actividade fossadora (Média±SD) da toupeira Ibérica nas parcelas correspondentes a diferentes anos de exclusão e na parcela pastoreada, ao longo do período de amostragem, na Charneca do Infantado.

A comparação dos níveis da actividade fossadora com os meses de entrada (Novembro) e de saída (Março) do gado (parcelas pastoreadas) mostrou uma subida ligeira no número de montículos no mês de Dezembro (ANOVA:  $F= 4,87$ ;  $P= 0,05$ ), (Fig.13).

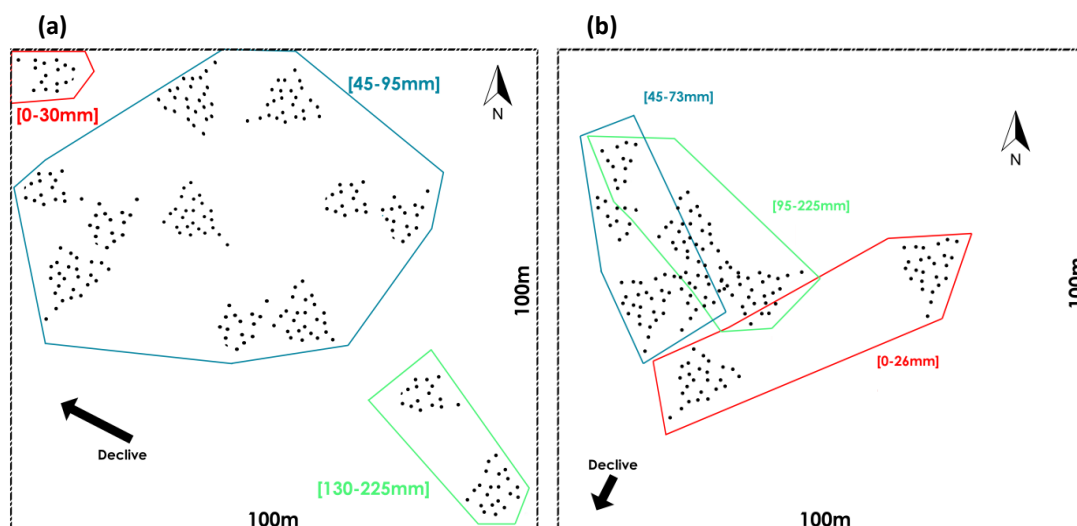
Observou-se uma correlação negativa entre os valores de precipitação e a actividade fossadora ( $r_s= -0,35$ ;  $P= 0,00$ ), (Fig.14 [a]). No entanto, registou-se uma correlação positiva entre a precipitação e a altitude a que os montículos são construídos ( $r_s= -0,44$ ;  $P= 0,00$ ), (Fig.14 [b] e Fig.15).



**FIG. 14**

Relação entre os níveis de precipitação (mm) com o número de montículos construídos **(a)** e com a altitude a que estes são construídos (m) **(b)**.

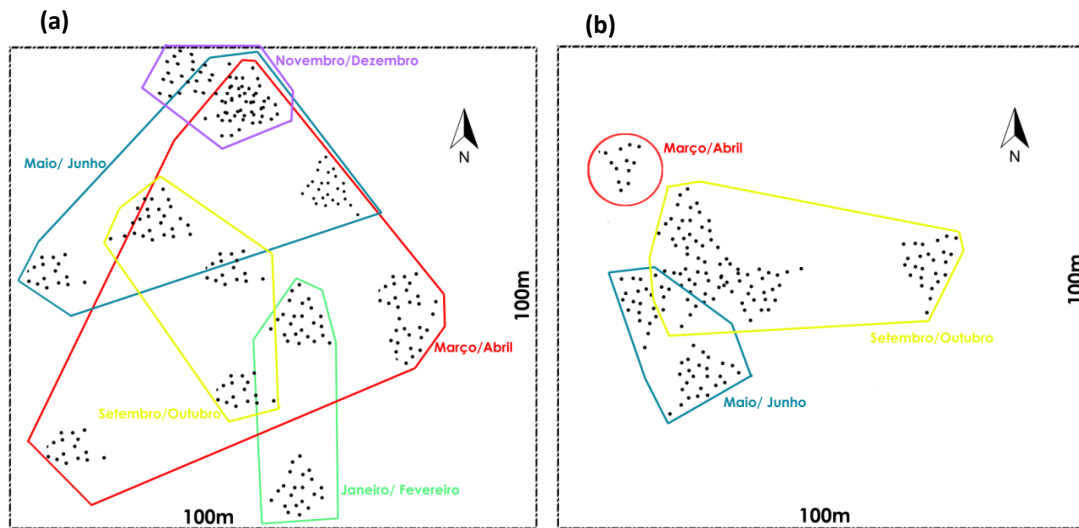
A distribuição geral dos montículos pelas parcelas mostrou ser maior em locais com variações de declives maiores e com tendência para encharcamento (Fig.15 [a]).



**FIG. 15**

Esquematisações da variação do território de *Talpa occidentalis*, relação espacial da construção de montículos com a precipitação, em parcelas com variação acentuada de declive **(a)** e sem grande variação de declive **(b)**.

A área vital, comumente usada pela toupeira, mostrou ser maior em parcelas pastoradas do que em parcelas sem pastoreio (Fig. 16).



**FIG. 16**  
Variação da área vital de *Talpa occidentalis*, numa parcela com pastoreio (a) e sem pastoreio (b), ao longo do período de amostragem.

## 5. Discussão

Projectos como este possibilitam a expansão do conhecimento científico, não só para a espécie-alvo, como para outras espécies de mamíferos fossadores ou semi-fossadores, que se tem vindo a mostrar muito reduzido. Deste modo, torna-se possível abordar temas relacionados com preferências ecológicas, designadamente a disponibilidade de alimento e a estrutura do habitat.

Com foco na actividade fossadora de *Talpa occidentalis*, inserida em diferentes etapas de desenvolvimento do habitat associadas à ausência do gado, este trabalho surge de forma singular uma vez que avalia e caracteriza o actual cenário de gestão de um sistema agro-silvo-pastoril (sobreexploração e abandono) e os seus consequentes efeitos numa espécie ainda pouco conhecida.

## 5.1. Padrão de distribuição da toupeira

Em 1970, C. Milner e D.F. Ball tentaram compreender quais os factores determinantes da distribuição da toupeira Europeia (*T. europea*), nomeadamente de que forma o solo actua como principal factor. Os autores destacaram duas características de extrema importância para o estabelecimento de uma população viável de toupeiras: capacidade de suportar e manter uma vasta rede de galerias subterrâneas e potencial para albergar um nível auto-sustentável de invertebrados, que satisfaça as necessidades energéticas diárias destes mamíferos insectívoros.

Uma vez que, na Charneca do Infantado, quatro, das quinze parcelas amostradas não apresentaram indícios de actividade fossadora, pretendeu-se compreender de que forma a toupeira Ibérica utiliza o espaço num ambiente mediterrânico com actividade pastoril.

Dos três modelos (GLM) testados, “Solo”, “Pastoreio” e “Habitat”, apenas o primeiro demonstrou poder explicativo significativo, permitindo concluir que nem a presença de gado, nem o sob-coberto apresentaram qualquer influência na distribuição da espécie na área de estudo. O factor limitante da sua distribuição foi a percentagem de pedras na matriz do subsolo. Tal limitação foi observada para níveis de pedregosidade iguais ou superiores a 35%, nos quais a presença de montículos foi nula, sugerindo a existência de um limiar de intolerância para locais com elevada percentagem de pedras no solo.

Na Charneca do Infantado os solos são predominantemente podzolizados, pelo que nem a origem pedológica dos mesmos foi uma limitação directa na distribuição da toupeira. No entanto a família dos solos podzolizados caracteriza-se por apresentar uma textura onde dominam as fracções de areia grossa e fina, com uma relação C/N relativamente elevada (Cardoso, 1965). Dentro desta família, existem diferentes subfamílias pedológicas fundamentais, entre as quais se destacam os podzóis não hidromórficos com surraipa (Ppt), caracteristicamente constituídos por uma camada superficial, a surraipa. Esta camada corresponde a um horizonte de acumulação endurecido, resultante da cimentação dos grãos de areia (Cardoso, 1965). Os solos da família Ppt surgem na área de estudo através de uma matriz descontínua, em pequenas manchas isoladas, constituídas por corpos rochosos grosseiros de difícil erosão.



A observação destas manchas foi feita em 30 (29%) das 97 amostras de solo analisadas, integrando 94% dos locais onde não se observou qualquer actividade fossadora. Conclusivamente é possível associar a ausência de *Talpa occidentalis* em solos podzolizados não hidromórficos com surraipa (Ppt).

À semelhança dos solos podzolizados com surraipa grosseira, as manchas correspondentes aos solos litólicos não húmicos não apresentaram quaisquer indícios de actividade fossadora, correspondendo à fracção dos 6% de amostras com níveis de pedregosidade acima dos 35%. Esta família podológica também apresenta fragmentos grosseiros de difícil meteorização (Cardoso, 1965). No entanto a baixa amostragem relativa a esta família de solos impossibilita a sua associação como factor abiótico preditivo limitante na distribuição de *T. occidentalis*, na Charneca do Infantado.

A ausência de mamíferos fossadores em solos altamente pedregosos foi já descrita por vários autores, que sugerem que as condições do ambiente físico afectam a vida subterrânea (Raw, 1966; Milner & Ball, 1970). Solos excessivamente pedregosos exigem um consumo extraordinário de energia, principalmente em actividades diárias, como a procura de alimento e a defesa do território (Lund, 1976; Ritchie & Nocera, 2010). A presença de pedras impossibilita igualmente a construção e manutenção de uma rede de túneis subterrâneos apropriada às necessidades territoriais da toupeira (Mellanby, 1966; Raw, 1966; Milner & Ball, 1970).

No entanto, embora se saiba que a toupeira tende a evitar solos pedregosos, nunca antes foram mencionadas famílias podológicas capazes de actuar como factor limitante na distribuição de *T. occidentalis*. Neste caso foi possível associar a ausência da toupeira aos solos Ppt. Porém mais importante ainda, foi a possibilidade de determinar um valor concreto de pedregosidade máximo (entre 31% e 35%) acima do qual não poderão ser observados indícios de actividade da toupeira Ibérica. Estes resultados obtidos podem ser usados para futuros projectos envolvendo modelações da distribuição de *T. occidentalis* na Península Ibérica.

## 5.2. Factores determinantes da actividade fossadora

Os resultados obtidos demonstraram que a actividade fossadora de *T. occidentalis* aparenta ser directamente influenciada por um conjunto de factores associados à disponibilidade de alimento e à presença de gado.

As parcelas pastoreadas apresentaram um número significativamente superior de montículos, encontrando-se os menores valores nas parcelas correspondentes à exclusão a curto e médio prazos, 6 e 10 anos. A longo prazo, 16 anos, observou-se um aumento da actividade, embora sem atingir valores semelhantes aos observados nas parcelas pastoreadas.

Alguns autores afirmam que solos ricos em invertebrados apresentam um menor número de montículos, justificando que os sistemas de túneis actuam como uma eficiente “armadilha de captura” para os invertebrados subterrâneos (Godfrey, 1955; Lund, 1976). Contudo, a maioria dos estudos alusivos à família Talpidae defende que elevados números de montículos estão relacionados com maiores densidades de alimento no solo, afirmando que o elevado gasto energético durante a procura das presas é rapidamente compensado (Milner & Ball, 1970; Shilova *et al.*, 1971; Funmilayo, 1977; Loy *et al.*, 1992; Zurawska-seta *et al.*, 2012).

Na Charneca do Infantado a actividade da toupeira também parece estar positivamente associada à disponibilidade de alimento. As parcelas que apresentaram maior biomassa e densidade de invertebrados tiveram uma maior construção de montículos por hectare. No entanto, embora as parcelas com exclusão a longo prazo tivessem apresentado os níveis mais altos de disponibilidade de artrópodes e uma biomassa de minhocas semelhante à das parcelas pastoreadas, estas últimas apresentaram níveis de construção de montículos 4 vezes superiores, sugerindo que a presença do gado não vai influenciar exclusivamente o habitat da toupeira. As alterações na estrutura do solo, consequentes da presença do gado, vão ter influência na sua flexibilidade e capacidade de sustentar toda uma rede de galerias subterrâneas (Edwards, *et al.*, 1999; Smit *et al.*, 2001; Torre *et al.*, 2007). É assim possível que este venha a ter uma acção directa na actividade de *Talpa occidentalis*, através da directa destruição das galerias através do pisoteio (Goszczyński & Goszczyńska, 1977), naturalmente estimulando a

actividade fossadora devido à constante necessidade de manutenção da rede de túneis (Gorman & Stone, 1990).

À semelhança do que outros autores descreveram para o ecossistema Mediterrânico, o efeito temporal da exclusão do gado na Charneca do Infantado manifestou-se através de um conjunto de factores associados à composição química do solo e do sub-coberto (Valone & Sauter, 2005; Peco *et al.*, 2006; Moreira & Russo, 2007; Tárrega *et al.*, 2009).

Os reduzidos valores de pH observados nas parcelas controlo corroboraram os resultados de outros estudos, onde se salienta que locais com gado apresentam solos mais ácidos comparativamente a locais não pastoreados (Ratliff, 1985; Dahlgren *et al.*, 1997). Consequentemente, as parcelas correspondentes à exclusão a longo prazo apresentaram os valores mais elevados de pH.

A acidificação dos solos é causada pelo aumento da concentração de ureia, proveniente do gado, resultando numa maior libertação de amónia e de óxido de carbono durante o processo de nitrificação, com o consequente aumento de produção de  $H^+$  no subsolo (Schaefer, 1981; Ayeni & Adeleye, 2012). A ausência de acumulação de amónio obtida nas análises para todas as parcelas significa que este composto foi convertido na quase totalidade em nitrato pela nitrificação, o que é comprovado pela acidificação dos solos.

Os valores de nitrato representam uma fracção de azoto que está disponível no solo, mas que não está a ser utilizada pelos seres vivos, resulta do equilíbrio entre o nitrato que é produzido pela nitrificação e o que não é consumido pelas plantas e microrganismos. Valores muito elevados podem indicar saturação do ecossistema, mas dentro dos valores obtidos neste estudo tudo aponta para a existência de um excedente que face à alteração de outros factores, como temperatura e disponibilidade hídrica, pode ser consumido devido à aceleração do ciclo do azoto.

Os efeitos do pastoreio na concentração de fósforo e de nitrogénio no solo foram descritos como sendo particularmente pronunciados devido à constante libertação de fezes e de urina no solo (During *et al.*, 1973; Peco *et al.*, 2006). Tal resulta numa aceleração dos processos de mineralização da matéria orgânica, com consequente aumento das concentrações de fosfato inorgânico e nitrato no solo (Firestone *et al.*, 1995; Dahlgren *et al.*, 1997; Castro & Freitas, 2009). Para as parcelas com exclusão a curto e

médio prazos, os reduzidos valores da concentração de nitrato podem ser explicados pela abrupta ausência de excrementos no solo, podendo também estar associados à lixiviação que ocorre mesmo a baixas concentrações de N quando os solos são arenosos. Já a exclusão a longo prazo apresentou valores mais elevados, porém sem nunca atingir os níveis de nitrato no solo observados nas parcelas pastoreadas. Desta forma verifica-se que a concentração de nitrato no solo aumenta quando a concentração de matéria orgânica aumenta. Ou seja o nitrato pode provir de uma fonte externa - gado por mineralização da ureia, ou por um ciclo interno do solo, por mineralização da matéria orgânica.

Dahlgren (1995) salienta que algumas alterações na composição química do solo, resultantes da presença de gado (*e.g.* material orgânica, relação C/N, estrutura), são de longa duração, pelo que nem 20 anos de exclusão são suficientes para uma total recuperação do seu equilíbrio natural (During *et al.*, 1973; Kruess & Tschardtke, 2002; Valone & Sauter, 2005). É ainda de destacar que os sistemas de montado apresentam reduzidas densidades de fósforo no solo, com uma fraca flutuação temporal (Peco *et al.*, 2006). Deste modo, é possível justificar a homogeneidade dos valores obtidos para a concentração de fósforo inorgânico e de nitrogénio, sob a forma dos minerais nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ). Ao nível dos efeitos deste elemento nos invertebrados do subsolo, a biomassa de minhocas demonstrou aumentar com a concentração de nitrato no solo, realçando a sua importância como fonte de alimento para esta ordem (Curry & Schimdt, 2007).

As parcelas pastoreadas apresentaram um sob-coberto maioritariamente herbáceo, sem acumulação de manta morta e uma reduzida disponibilidade de matéria orgânica. Nas parcelas vedadas ao gado a vegetação herbácea foi progressivamente substituída por arbustos lenhosos. A exclusão a longo prazo apresentou a maior predominância arbustiva, resultando também numa camada mais densa de manta morta e maior percentagem de matéria orgânica no solo. A herbívoros actuou, portanto, como um factor estimulador da homogeneidade do coberto vegetal, através da substituição das comunidades arbustivas por uma paisagem predominantemente herbácea (Burel *et al.*, 1998; Smit *et al.*, 2001; Moreira & Russo, 2007; Castro & Freitas, 2009; Gonçalves *et al.*, 2011). Actuou também ao nível da qualidade e densidade da camada de manta morta, bem como na quantidade de matéria orgânica disponível (Dahlgren *et al.*, 1997, Moser & Witmer, 2000; Fernandez *et al.*, 2008). As fortes alterações na comunidade vegetal tiveram repercussões ao nível da

riqueza dos grupos taxonômicos de insectos e na sua abundância. Para alguns autores, a exclusão do pastoreio em ambientes áridos e mediterrânicos resulta num aumento significativo da densidade e biomassa dos invertebrados no ecossistema ('t Mannetje, 1998; Peco *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2012), que pode ser explicado através da salvaguarda das interações plantas-insectos e, por sua vez, presa-predador (Gibson *et al.*, 1992; Kruess & Tschardtke, 2002; Debano, 2006; Wallis De Vries *et al.*, 2007; Dumont *et al.*, 2009).

No entanto, como animal fossador, a toupeira alimenta-se sobretudo de invertebrados que habitam o subsolo e as parcelas de exclusão a curto e médio prazos apresentaram valores de densidade e biomassa de insectos subterrâneos semelhantes aos das parcelas pastoreadas. O esperado aumento na disponibilidade de alimento foi apenas observado na exclusão a longo prazo, que apresentou os níveis mais elevados de biomassa dos insectos no subsolo. Estes resultados evidenciam a longa duração das consequências resultantes da presença do gado, uma vez que sugerem a existência de uma resposta tardia por parte dos invertebrados aos efeitos da sucessão secundária (Mendes *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2012), possibilitando justificar o aumento de montículos apenas na parcela de exclusão a longo-prazo.

Diferentes espécies de minhocas não só possuem ciclos de vida distintos, como podem ocupar diversos nichos ecológicos. Com base no tipo de alimentação e estratégias de sobrevivência, Lavelle (1983) criou três grupos funcionais: epígeas, anécicas e endógeas.

Com o abandono das pastagens, os principais factores limitantes para a densidade e composição das comunidades de minhocas vão ficando menos pronunciados, sendo eles a acidificação dos solos e a fraca qualidade da manta morta disponível (Schaefer, 198; Beylich & Graefe, 2009). As poucas espécies que toleram solos ácidos e sujeitos a alguma pressão antropogénica estão associadas ao grupo funcional das minhocas endógeas (Raw, 1966; Zou & Gonzalez, 1997; Fragoso *et al.*, 1997; Baker, 2002). Estas caracterizam-se por serem exclusivamente escavadoras, vivendo no subsolo e alimentando-se da matéria mineral e nutrientes retidos nas camadas mais profundas (Marinissen & van den Bosch, 1992; Edwards & Bohlen, 1996).

Foram descritas mudanças profundas nas comunidades de minhocas ao longo da sucessão secundária em pastagens abandonadas, com as espécies endógeas a serem

lentamente substituídas por anécicas e epígeas (Edwards & Bohlen, 1996; Sanchez-De Leon *et al.*, 2003; Beylich & Graefe, 2009; Richard *et al.*, 2012). Com a exclusão do gado, o *input* de estrume que serve de alimento às espécies de minhocas endógeas vai sendo decomposto sem reposição (Fraser *et al.*, 1994; Hughes *et al.*, 1994; Fragoso *et al.*, 1997), levando ao seu desaparecimento local. Neste caso a diminuição da matéria-prima das minhocas endógeas nas parcelas correspondentes à exclusão do gado a curto e médio prazos justificaria a significativa redução da sua biomassa, como alimento disponível para a toupeira.

Sabe-se que o aumento da disponibilidade e da qualidade de alimento, através da acumulação da manta morta e de matéria orgânica, estimula a migração das minhocas epígeas e anécicas para locais sem pressão antropogénica (Lavelle, 1988; Fragoso *et al.*, 1997; Zou & Gonzalez, 1997; Beylich & Graefe, 2009; Palm *et al.*, 2013). Assim se explica o aumento da biomassa das minhocas nas parcelas de exclusão do gado a longo prazo (Marinissen & van den Bosch, 1992; Sanchez-De Leon *et al.*, 2003), com a exibição de uma população maioritariamente adulta (Fraser *et al.*, 1994; Sathianarayanan & Khan, 2006; Bartlett *et al.*, 2010; Richard *et al.*, 2012). Perante a disponibilidade de alimento tais mudanças nas comunidades poderão também justificar a elevada flutuação de biomassa observada nas parcelas pastoreadas, que comumente apresentam uma distribuição não homogénea de excrementos. A presença de uma elevada densidade de minhocas juvenis é também característica de espécies endógeas que preferem solos sujeitos a perturbação (Funmilayo, 1977; Fraser *et al.*, 1994; Zou & Gonzalez, 1997; Richard *et al.*, 2012).

As mudanças na comunidade de minhocas ao longo de um cenário com gado, passando pela sua exclusão recente, até uma ausência a longo prazo, não só explica os diferentes valores de biomassa obtidos nas parcelas de estudo, como permite justificar a maior actividade fossadora observada nas parcelas pastoreadas e de exclusão a longo prazo, comparativamente às parcelas de exclusão a curto e médio prazo.

Também Funmilayo (1977) afirma que áreas pastoreadas são maioritariamente habitadas por comunidades de minhocas escavadoras (endógeas), obrigando as toupeiras a escavar túneis mais fundos de forma a chegar ao alimento, que vai resultar na remoção de um maior volume de terra por montículo. Consequentemente montículos construídos em pastagens são maiores que em bosques ou locais não pastoreados (Mellanby, 1966;

Goszczyński & Goszczyńska, 1977; Edwards *et al*, 1999). Tal descrição foi observada na Charneca do Infantado, com as parcelas pastoreadas a exibirem os maiores montículos, observando-se uma diminuição do seu tamanho à medida que o intervalo de exclusão aumentou.

Ao juntar a alta taxa fossadora com o elevado volume de cada montículo, foi possível observar que nas parcelas pastoreadas as toupeiras removeram aproximadamente 1 tonelada de terra por hectare, num período total de 9 meses. A exclusão a longo prazo apresentou os montículos com as dimensões mais reduzidas e também o menor volume de terra removido por hectare. Desta forma torna-se possível suportar a hipótese de que a exclusão das manadas de gado conduz a uma progressiva substituição da comunidade de minhocas endógeas, ou seja de profundidade por epígeas e anécicas, de superfície.

Como já referido, as parcelas pastoreadas exibiram um número de montículos superior às parcelas vedadas ao gado. Não obstante, a flutuação mensal da actividade fossadora foi idêntica para todas as parcelas, sendo esta regulada por outros factores para além da presença de gado. As condições meteorológicas demonstraram um efeito negativo na actividade fossadora, com o número de montículos a diminuir à medida que os valores mensais de precipitação aumentaram. Esta observação contradiz Mellanby (1966), que afirma que com a precipitação e as reduzidas temperaturas observa-se uma maior destruição dos túneis. Pelo que a toupeira irá escavar mais durante o inverno, para manter a sua rede subterrânea funcional, resultando no aumento do número de montículos. Assim, para a área de estudo observou-se uma interrupção da actividade fossadora nos meses de inverno, com ressurgimento apenas na primavera. A redução do número de montículos no intervalo de Outubro a Fevereiro pode estar associada à fuga das minhocas para as camadas mais profundas do solo, que tendem a evitar as reduzidas temperaturas e o aumento da concentração de água nas camadas mais superficiais (Funmilayo, 1979; Callaham & Hendrix, 1997). Tal evento obriga as toupeiras a diminuírem os seus períodos de actividade (Macdonald *et al.*, 1996) e a deslocarem-se para o seu sistema de túneis permanentes e mais profundos (Lund, 1976; Goszczyński & Goszczyńska, 1977). Ainda assim, nos meses de inverno a actividade fossadora não esteve totalmente ausente. A altitude a que os montículos foram construídos mostrou uma relação positiva com os valores mensais de precipitação. É possível afirmar que, para todas as parcelas, a actividade fossadora se conservou num nível mínimo durante o

inverno, apenas de forma a manter os túneis acessíveis (Funmilayo, 1979) e a evitar o encharcamento do solo, expandindo as galerias para as zonas mais elevadas das parcelas (Lund, 1976).

Embora a área vital (aqui entendida como o polígono convexo criado com base na distribuição espacial dos montículos) das toupeiras se tenha mantido dentro dos limites das parcelas, observou-se algumas alterações na localização e forma dos seus territórios ao longo do período de amostragem. As parcelas pastoreadas apresentaram as maiores transformações, com a construção de montículos feita um pouco por toda a extensão da parcela. Já as parcelas correspondentes à exclusão do gado mostraram, na sua generalidade, pouca flutuação na configuração da área vital. Estas observações reforçam a existência de um efeito temporal na actividade fossadora que está relacionado com as condições abióticas do território. Do mesmo modo, salientam que as estratégias adoptadas por *Talpa occidentalis* são diferentes consoante o tipo de habitat em que esta se insere.

A observação de montículos por toda a extensão da parcela permite ainda deduzir que em locais pastoreados o alimento, ou mais concretamente as minhocas, se dispõem em forma de manchas dispersas um pouco por toda a parcela, *patch* (Arditi & Dacorogna, 1988; Hughes *et al.*, 1994). O mesmo não parece acontecer para a exclusão do gado, uma vez que a toupeira não demonstra necessidade de procurar alimento em toda a extensão das parcelas.

É possível concluir que embora a presença do gado não seja desfavorável à toupeira Ibérica, a sua exclusão apenas se revelou vantajosa após um prolongado intervalo de anos, tempo necessário para o estabelecimento de uma nova comunidade funcional e sustentável de minhocas e de outros invertebrados com características subterrâneas. Quando comparados locais com gado e exclusão a longo prazo (que mimetiza os sistemas naturais), a mudança de uma comunidade de minhocas endógeas para famílias com requisitos ecológicos de superfície, poderá ser mais vantajosa para a toupeira. Uma vez que num cenário de consumo de energia esta não necessita de manter uma rede de túneis tão profundos, nem tão largamente distribuídos, presumindo-se um menor gasto energético (mais alimento por m<sup>2</sup>).



### 5.3. Limitações do estudo e trabalhos futuros

Os objectivos pretendidos para este trabalho foram cumpridos na totalidade. Todavia, creio que o número de replicados das diferentes tipologias de parcelas poderia ter sido maior, de modo a contornar o problema associado à pedregosidade dos solos e de forma a aumentar o número de observações a serem usadas nos modelos lineares generalizados.

Os transectos lineares, apesar de serem uma técnica de amostragem utilizada na procura de indícios de presença no habitat, tiveram algumas limitações que embora tivessem sido contornados, se manifestaram sob a forma de obstáculos criados pela elevada cobertura herbácea ou arbustiva e densa camada de manta morta, principalmente na exclusão a longo prazo (Anexo I), dificultando uma precisa contagem de montículos.

Também as consequências resultantes das condições meteorológicas foram difíceis de contornar, uma vez que elevadas quantidades de precipitação tiveram impacto na destruição de alguns montículos, impossibilitando por vezes a sua contagem.

Outros problemas identificados nesta metodologia prendem-se com a dificuldade de captura de espécimes de *Talpa occidentalis*, que impossibilitou uma confirmação visual deste mamífero na totalidade das parcelas de estudo. Deveriam também ter sido realizadas mensalmente amostras de solo, de forma a correlacionar as flutuações mensais na actividade fossadora com a disponibilidade mensal de minhocas e outros invertebrados no subsolo. Finalmente, outro problema associado à metodologia prende-se com a identificação das espécies de minhocas neste trabalho, que não foi possível por ser um processo extremamente moroso e por requerer experiência (Bartlett *et al.*, 2010).

Os resultados deste trabalho levantaram, ainda, outras questões sobre o efeito do pastoreio no montado, mais concretamente os seus possíveis benefícios no ecossistema quando presente em menores densidades e por períodos mais efémeros.

## 6. Conclusões Finais

---

As variações da actividade fossadora da toupeira Ibérica, observadas entre as diversas parcelas, salientam diferentes dinâmicas de sobrevivência associadas ao ecossistema em que está inserida, demonstrando que a sua actividade é directamente influenciada pelo tipo de habitat onde se insere (Goszczyński, 1983).

Mais do que a influência do gado, as condições abióticas aparentam controlar a distribuição da toupeira Ibérica, principalmente a presença de pedras no solo, com total ausência de *T. occidentalis* em locais com uma pedregosidade superior a 35%.

Perante a ausência de gado observou-se que *T. occidentalis* remove menos terra por hectare e mantém áreas de exploração de recursos com menor extensão. O facto de não necessitar de escavar túneis tão profundos, nem tão extensos resulta num menor gasto de energia na procura de alimento e na manutenção das galerias. No entanto a exclusão do gado até 10 anos não aparenta ter vantagens imediatas para a toupeira, devido à lenta recuperação do sistema, nomeadamente na resposta dos invertebrados às mudanças induzidas pelo gado no ecossistema. A baixa biomassa de minhocas disponível nos primeiros anos após a exclusão do gado pode não ser suficiente para alimentar de forma contínua uma população estável.

Já a exclusão do gado a longo prazo - neste caso 16 anos - aparenta ser suficiente para que o ecossistema alcance uma quase total recuperação. Esta evolução temporal prolongada revelou ser mais vantajosa para a toupeira Ibérica devido à maior disponibilidade de alimento.

Todavia, não nos podemos esquecer que estamos perante um ecossistema seminatural, pelo que o seu total abandono também se irá manifestar negativamente para a toupeira. Como já foi salientado, a ausência de medidas de manutenção e de gestão do ecossistema são uma desvantagem uma vez que o seu total abandono resulta no aumento da homogeneidade da paisagem. O crescimento descontrolado do sob-coberto poderá também dificultar a deslocação da toupeira no subsolo devido ao extenso desenvolvimento das raízes, diminuindo também o alimento disponível.

A presença do gado não foi um factor limitante ou negativo para a sobrevivência de *Talpa occidentalis* na Charneca do Infantado. O método de exploração bovina adoptado pela Companhia das Lezírias demonstrou ser responsável por promover quantidades de invertebrados suficientes de modo a manter uma população de toupeiras persistente. Ainda assim, estes valores foram mais baixos que num habitat com ausência de gado num período igual ou superior a 16 anos. Como resultado, em teoria, locais pastoreados deverão sustentar um menor número de toupeiras que locais com exclusão a longo prazo.

Em matéria de gestão destes ecossistemas e em prol da protecção da sua biodiversidade, com especial atenção para a toupeira Ibérica, é necessário manter um sistema tradicional de exploração de gado, permitindo um controlo do crescimento vegetal com retorno dos nutrientes à terra, sob a forma de excrementos e urina. É igualmente necessário ter em atenção a importância das explorações mistas (gado caprino misturado com gado bovino e suíno), uma vez que em baixas densidades de pastoreio e com grandes períodos de rotatividade (grandes intervalos de ausência) permitem o desenvolvimento de diferentes nichos ecológicos naturais no sistema agro-silvo-pastoril do montado de sobro. Em suma, se a exploração bovina praticada na Charneca do Infantado fosse feita com uma pressão de pastoreio mais baixa poder-se-ia observar um efeito do pastoreio mais vantajoso para a toupeira que a própria exclusão a longo prazo.

## Referências bibliográficas

- Ayeni, L.S. & Adeleye, E.O. (2012). Effect of cattle dung and urea fertilizer on pH and cations of soils selected from agro-ecological zones of Nigeria. *Journal of Soil Science* **7** (3): 82-90.
- Arditi, R. & Dacorogna, B. (1988). Optimal foraging on arbitrary food distributions and the definition of habitat patches. *American Naturalist* **131** (6): 837-846.
- Araújo, M.B., Guilhaumon, F., Neto, D.R., Pozo, I. & Calmaestra, R. (2012). *Biodiversidade e Alterações Climáticas na Península Ibérica*. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, Lisboa.
- Baker, S. (2002). Earthworms and casting control in the United Kingdom. *Rutgers Turfgrass Proceedings* **34**: 3-8.
- Baquero, R.A. & Tellería, J.L. (2001). Species richness, rarity and endemism of European mammals: a biogeographical approach. *Biodiversity and Conservation* **10**: 29-44.
- Barrionuevo, F.J., Zurita, F., Burgos, M. & Jiménez, R. (2004). Developmental stages and growth rate of the mole *Talpa occidentalis* (Insectivora, Mammalia). *Journal of Mammalogy* **85** (1): 120-125.
- Bartlett, M.D., Briones, M.J.I., Neilson, R., Schmidt, O., Spurgeon, D. & Creamer, R.E. (2010). A critical review of current methods in earthworm ecology: From individuals to populations. *European Journal of Soil Biology* **46** (2): 67-73.
- Barwick, V.J. (2003). *Preparation of calibration curves: A guide to best practice*. LGC.
- Beylich, A. & Graefe, U. (2009). Investigations of annelids at soil monitoring sites in Northern Germany: references ranges and time-series data. *Soil Organisms* **81** (2): 175-196.
- Bezkorowajnyj, P.G., Gordon, A.M. & McBride, R.A. (1993). The Effect of Cattle Foot Traffic on Soil Compaction in a Silvo-Pastoral System. *Agroforestry Systems* **21**: 1-10.
- Bugalho, M.N., Lecomte, X., Goncalves, M., Caldeira, M.C. & Branco, M. (2011). Establishing grazing and grazing-excluded patches increases plant and invertebrate diversity in a Mediterranean oak woodland. *Forest Ecology and Management* **261** (11): 2133-2139.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E. & Lefeuvre, J.C. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **19** (1): 47-60.
- Callahan, M.A. & Hendrix, P.F. (1997). Relative abundance and seasonal activity of earthworms (Lumbricidae and Megascolecidae) as determined by hand-sorting and formalin extraction in forest soils on the southern Appalachian Piedmont. *Soil Biology & Biochemistry* **29** (3/4): 317-321.
- Cardoso, J.C. (1965). *Os solos de Portugal, sua classificação, caracterização e génese: 1-A sul do Rio Tejo*. Direcção – Geral dos Serviços Agrícolas, Lisboa.
- Castro, H. & Freitas, H. (2009). Above-ground biomass and productivity in the Montado: From herbaceous to shrub dominated communities. *Journal of Arid Environments* **73** (4/5): 506-511.
- Cavaco, M. & Calouro, F. (2006). *Produção Integrada das culturas – pastagens e forragens*. Direcção-geral de protecção das culturas – DGPC – Oeiras.

- Chan, K.Y. & Barchia, I. (2007). Soil compaction controls the abundance, biomass and distribution of earthworms in a single dairy farm in south-eastern Australia. *Soil & Tillage Research* **94** (1): 75-82.
- Cleef-Rodgers, J.T.v. & Hoek Ostende, L.W.v.d. (2001). Dental morphology of *Talpa europaea* and *Talpa occidentalis* (Mammalia: Insectivora) with a discussion of fossil *Talpa* in the Pleistocene of Europe. *Zoologische Mededelingen* **75** (2): 51-68.
- Coja, T., Zehetner, K., Bruckner, A., Watzinger, A. & Meyer, E. (2008). Efficacy and side effects of five sampling methods for soil earthworms (Annelida, Lumbricidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **71** (2): 552-565.
- Colangelo, P., Bannikova, A.A., Krystufek, B., Lebedev, V.S., Annesi, F., Capanna, E. & Loy, A. (2010). Molecular systematics and evolutionary biogeography of the genus *Talpa* (Soricomorpha: Talpidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* **55**: 372-80.
- Companhia das Lezírias. <[http://www.cl.pt/htmls/pt/gestao\\_florestal\\_sustentavel.shtml](http://www.cl.pt/htmls/pt/gestao_florestal_sustentavel.shtml)> Acedido a 1 de Julho de 2013.
- Coleman, D.C. & Crossley, D.A. (1996). Decomposition and nutrient cycling. In: *Fundamentals of soil ecology* (Pp.187-225). Academic Press.
- Cruz, C. & Martins-Loução, M.A. (2000). Determination of ammonium concentrations in soils and plant extracts. In: Martins-Loução MA, Lips SH, editors. (2000). *Nitrogen in a sustainable ecosystem: from the cell to the plant*. Leiden: Backhuys Publishers. Pp 291-297.
- Curry, J.P. & Schimdt, O. (2007). The feeding ecology of earthworms – A review. *Pedobiologia* **50**: 463-77.
- Dahlgren, R.A., Singer, M.J. & Huang, X. (1997). Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in a California oak woodland. *Biogeochemistry* **39** (1): 45-64.
- D'Angelo, E., Crutchfield, J. & Vandiviere, M. (2001). Rapid, sensitive, microscale determination of phosphate in water and soil. *Journal of Environmental Quality* **30** (6): 2206-2209.
- De Miguel, J.M. (1999). Naturaleza y configuración del paisaje agrosilvopastoral en la conservación de la diversidad biológica en España. *Revista Chilena de Historia Natural* **72**: 547-557.
- Debano, S.J. (2006). Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. *Biodiversity and Conservation* **15** (8): 2547-2564.
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.P., Bachelard, P., Boiter, E. & Frain, M. (2009). How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* **64**: 92-105.
- During, C., Weeda, W.C. & Dorofaeff, D.F. (1973). Some effects of cattle dung on soil properties, pasture production, and nutrient uptake. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **16** (3): 431-438.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. (1996). *Biology and Ecology of Earthworms*. Springer
- Edwards, G.R., Crawley, M.J. & Heard, M.S. (1999). Factors influencing molehill distribution in grassland implications for controlling the damage caused by molehills. *Journal of Applied Ecology* **36**: 434-442.

- Eichhorn, M.P., Paris, P., Herzog, F., Incoll, L.D., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Papanastasis, V.P., Pilbeam, D.J., Pisanelli, A. & Dupraz, C. (2006). Silvoarable systems in Europe – past, present and future prospects. *Agroforestry Systems* **67**: 29–50.
- Fernandez, D.P., Neff, J.C. & Reynolds, R.L. (2008). Biogeochemical and ecological impacts of livestock grazing in semi-arid southeastern Utah, USA. *Journal of Arid Environments* **72** (5): 777-791.
- Firestone, M.K., Halverson, L.J. & Herman, D.J. (1995). Nutrient cycling in managed oakwoodland-grass ecosystem. FinalReport: Integrated Hardwood Range Management Program. University of California, Berkeley, CA
- Fragoso, C., Brown, G.G., Patrón, J.C., Blanchart, E., Lavelle, P., Pashanasi, B., Senapati, B. & Kumar, T. (1997). Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Applied Soil Ecology* **6**: 17-35.
- Fragoso, R., Marques, C., Lucas, M.R., Martins, M.B. & Jorge, R. (2011). The economic effects of common agricultural policy trends on Montado ecosystem in Southern Portugal. *Journal of Policy Modeling* **33** (2): 311-327.
- Fraser, P.M., Haynes, R.J. & Williams, P.H. (1994). Effects of pasture improvement and intensive cultivation on microbial biomass, enzyme activities, and composition and size of earthworms populations. *Biology and Fertility of Soils* **17**: 185-190.
- Funmilayo, O. (1977). Distribution and abundance of moles (*Talpa-europaea*-L) in relation to physical habitat and food-supply. *Oecologia* **30** (3): 277-283.
- Funmilayo, O. (1979). Food consumption, preferences and storage in the mole. *Acta Theriologica* **24** (27): 379-389.
- García-López de Hierro, L., Moléon, M., Lupiáñez, D.G., Virgós, E., & Jiménez, R. (2012). Positive and negative unintended human-induced effects on Iberian mole abundance at the edge of its distribution area. *Mammalian Biology* **78** (4): 276-282.
- Gibson, C.W.D., Brown, V.K., Losito, L. & McGavin, G.C. (1992). The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography* **15** (2): 166-176.
- Giraudoux, P., Pradier, B., Delattre, P., Deblay, S., Salvi, D. & Defaut, R. (1995). Estimation of water vole abundance by using surface indexes. *Acta Theriologica* **40** (1): 77-96.
- Godfrey, G.K. (1955). A field study of the activity of the mole (*Talpa-europaea*). *Ecology* **36** (4): 678-685.
- Gómez-García, D., Borghi, C.E. & Giannoni, S.M. (1995). Vegetation differences caused by pine vole mound building in subalpine plant communities in the Spanish Pyrenees. *Vegetatio* **117**: 61-67.
- Gonçalves, P., Alcobia, S., Simões, L. & Santos-Reis, M. (2011). Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems* **85** (3): 383-395.
- Gorman, M.L. & Stone, R.D. (1990). *The Natural History of Moles*. Comstock Pub. Associates.
- Goszczyński, J. & Goszczyńska, W. (1977). Effect of the burrowing activities of the common vole and the mole on the soil and vegetation of the biocenoses of cultivated fields. *Acta Theriologica* **22** (10):181-190.

- Goszczyński, J. (1983). Digging activity and estimation of the population density of moles. *Acta Theriologica* **28** (20): 328-332.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**: 147-186.
- Hanley, T.A. (1978). A Comparison of the Line-interception and Quadrat Estimation Methods of Determining Shrub Canopy Coverage. *Journal of Range Management* **31**: 60-62.
- Hood-Nowotny, R., Hinko-Najera Umana, N., Inselbacher, E., Oswald-Lachouani, P. & Wanek, W. (2010). Alternative methods for measuring inorganic, organic, and total dissolved nitrogen in soil. *Soil Science Society of America Journal* **74** (3): 1018-1027.
- Hughes, M.S., Bull, C.M. & Doube, B.M. (1994). The use of resource patches by earthworms. *Biology and Fertility of Soils* **18** (3): 241-244.
- ICNF. (2013). *Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa.
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., Ritz, K., Peres, G., Römcke, J. & Van der Putten, W. H. (eds.). (2010). *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Jiménez, R., Burgos, M., Sanchez, A. & Guardia, R.D. (1990). The reproductive cycle of *Talpa occidentalis* in the southeastern Iberian Peninsula. *Acta Theriologica* **35** (1/2): 165-169.
- Jiménez, R., Burgos, M., Sánchez, A., Sinclair, A.H., Alarcón, F.J., Marín, J.J., Ortega, E. & Díaz de la Guardia, R. (1993). Fertile females of the mole *Talpa occidentalis* are phenotypic intersexes with ovotestes. *Development* **118**: 1303-1311.
- Jose, S., Gillespie, A.R. & Pallardy, S.G. (2004). Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agroforestry Systems* **61-62** (1): 237-255.
- Kruess, A. & Tschardtke, T. (2002). Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* **106** (3): 293-302.
- Lavelle, P. (1988). Earthworm activities and the soil system. *Biology and Fertility of Soils* **6** (3): 237-251.
- Liu, R.T., Zhao, H.L. & Zhao, X.Y. (2012). Influence of grazing exclusion on soil macro-invertebrate diversity in degraded sandy grassland (Inner Mongolia, China). *Polish Journal of Ecology* **60** (2): 375-385.
- Lobo, J.M., Hortal, J. & Cabrero-Sanudo, F.J. (2006). Regional and local influence of grazing activity on the diversity of a semi-arid dung beetle community. *Diversity and Distributions* **12** (1): 111-123.
- Loy, D., Duprée, E. & Stone, D.R. (1992). Biology of *Talpa romana* Thomas (mammalia, insectivora: talpidae). 1. Home range and activity patterns: preliminary results from a radiotelemetric study. *Rendiconti Lincei* **3** (2): 173-182.
- Loy, A., Duprée, E. & Capanna, E. (1994). Territorial behavior in *Talpa romana*, a fossorial insectivore from Southcentral Italy. *Journal of Mammalogy* **75** (2): 529-535.
- Lund, M. (1976). Control of the European mole, *Talpa europaea*. *Proceedings of the 7th Vertebrate Pest Conference* **32**: 125-130.
- Macdonald, D. W., Atkinson, R. P. D. & Blanchard, G. (1996). Spatial and temporal patterns in the activity of European moles. *Oecologia* **109** (1): 88-97.

- Marinissen, J.C.Y. & van den Bosch, F. (1992). Colonization of new habitats by earthworms. *Oecologia* **91**: 371–376.
- Mathis, V.L., Whitford, W.G., Kay, F.R. & Alkon, P.U. (2006). Effects of grazing and shrub removal on small mammal populations in southern New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments* **66** (1): 76-86.
- Medail, F. & Quezel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology* **13** (6): 1510-1513.
- Mendes, S.M., Santos, J., Freitas, H. & Sousa, J.P. (2011). Assessing the impact of understory vegetation cut on soil epigeic macrofauna from a cork-oak Montado in South Portugal. *Agroforestry Systems* **82** (2): 139-148.
- Mellanby, K. (1966). Mole activity in woodlands fens and other habitats. *Journal of Zoology* **149**: 35-41
- Milner, C. & Ball, D.F. (1970). Factors affecting the distribution of the mole (*Talpa europaea*) in Snowdonia (North Wales). *Journal of Zoology, London* **162**: 61-69.
- Miñarro, M., Montiel, C. & Dapena, E. (2012). Vole pests in apple orchards: use of presence signs to estimate the abundance of *Arvicola terrestris cantabriae* and *Microtus lusitanicus*. *Journal of Pest Science* **85** (4):477-488.
- Moreira, F. & Russo, D. (2007). Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology* **22** (10): 1461-1476.
- Moser, B.W. & Witmer, G.W. (2000). The effects of elk and cattle foraging on the vegetation, birds, and small mammals of the Bridge Creek Wildlife Area, Oregon. *International Biodeterioration & Biodegradation* **45** (3/4):151-157.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403** (6772): 853-858.
- Nash, M.S., Jackson, E., Whitford, W.G. (2003). Soil microtopography on grazing gradients in Chihuahuan desert grassland. *Journal of Arid Environments* **55**: 181–192.
- Nunes, J.D., Gazarini, L. & Madeira, M. (2007). Diversidade funcional em sistemas de montado: fluxo de nutrientes em *Quercus rotundifolia* Lam. *Revista de Ciências Agrárias* **30** (1): 235-250.
- Olea, L. & San Miguel-Ayanz, A. (2006). The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation, 21st General Meeting of the European Grassland Federation. Badajoz (Spain). April 2006. Opening Paper.
- Palm, J., van Schaik, N.L.M.B. & Schröder, B. (2013). Modelling distribution patterns of anecic, epigeic and endogeic earthworms at catchment-scale in agro-ecosystems. *Pedobiologia* **56** (1): 23-31.
- Peco, B., Sanchez, A.M. & Azcarate, F.M. (2006). Abandonment in grazing systems: consequences for vegetation and soil. *Agriculture Ecosystems & Environment* **113** (1/4): 284-294.
- Perez, M.R. (1990). Development of Mediterranean Agriculture - an Ecological Approach. *Landscape and Urban Planning* **18** (3/4): 211-219.
- Pietola, L., Horn, R. & Yli-Halla, M. (2005). Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil & Tillage Research* **82** (1): 99-108.



- Pinto Correia, T. & Mascarenhas, J. (1999). Contribution to the extensification/ intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* **46**: 125-131.
- Pinto Correia, T. (1993). Land abandonment: Changes in the land use patterns around the Mediterranean basin. *Cahiers Options Méditerranéennes* **1** (2): 97-112.
- Plieninger, T. & Wilbrand, C. (2001). Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. *Agroforestry Systems* **51**: 23-34.
- Queiroz, A.I. (coord.), Alves, P.C., Barroso, I., Beja, O., Fernandes, M., Freitas, L., Mathias, M.L., Mira, A., Palmeirim, J.M., Prieto, R., Rainho, A., Rodrigues, L., Santos-Reis M. & Sequeira, M. (2006). *Talpa occidentalis*, *Toupeira Ibérica*. Pp. 571 In Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral, M.J. (coord.); J. Almeida, P.R. Almeida, T. Delliger, N. Ferrand de Almeida, M.E. Oliveira, J.M. Palmeirim, A.I. Queirós, L. Rogado, M. Santos-Reis (eds.)). Instituto da Conservação da Natureza/Assirio & Alvim. Lisboa.
- Raw, F. (1966). The soil fauna as a food source for moles. *Journal of Zoology, London* **149**: 50-54.
- Ratliff, D.R. (1985). Meadows in the Sierra Nevada of California: state of knowledge. *Gen.Tech.Rep.* USDA Forest Service Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Albany,CA.
- Reichman, O.J. & Smith, S.C. (1990). Burrows and burrowing behavior by mammals. In: Current mammalogy (H. H. Genoways, ed.). *Plenum Press*, New York.
- Rhodes, D.H. & Richmond, M.E. (1985). Influence of soil texture, moisture and temperature on nest-site selection and burrowing by the pine vole, *Microtus pinetorum*. *American Midland Naturalist* **113**: 102-108.
- Richard, B., Legras, M., Margerie, P., Mathieu, J., Barot, S., Caro, G., Desjardins, T., Dubs, F., Dupont, L. & Decaens, T. (2012). Spatial organization of earthworm assemblages in pastures of northwestern France. *European Journal of Soil Biology* **53**: 62-99.
- Ritchie, L.E. & Nocera, J.J. (2010). Assessing the distribution of Eastern Moles (*Scalopus aquaticus*) in Canada in relation to loam soils and forest cover. *The American Midland Naturalist* **164**: 61-73.
- Rodríguez, T., Trigo, D. & Cosín, D. (1997). Biogeographical zonation of the western Iberian peninsula on the basis of the distribution of earthworm species. *Journal of Biogeography* **24** (6): 893-901.
- Román, J. (2007). *Talpa occidentalis* Cabrera, 1907. In: *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España* (eds. by Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC), Pp.588. Dirección General para la Biodiversidad- SECEN-SECENMU, Madrid.
- Rosalino, L.M., Loureiro, F., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2005). Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology* **70**: 12-23.
- Sanchez-De Leon, Y., Zou, X.M., Borges, S. & Ruan, H.H. (2003). Recovery of native earthworms in abandoned tropical pastures. *Conservation Biology* **17** (4): 999-1006.
- Santos-Reis, M. & Mathias, M.L. (1996). The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystrix* **8** (1/2): 75-89.

- Santos, S.M., Mathias, M.L. & Mira, A.P. (2010). Local coexistence and niche differences between the Lusitanian and Mediterranean pine voles (*Microtus lusitanicus* and *M. duodecimcostatus*). *Ecological Research* **25** (5): 1019-1031.
- Santos, S.M., Mathias, M.L. & Mira, A.P. (2011). The influence of local, landscape and spatial factors on the distribution of the Lusitanian and the Mediterranean pine voles in a Mediterranean landscape. *Mammalian Biology* **76** (2): 133-142.
- Sathianarayanan, A. & Khan, A.B. (2006). Diversity, distribution and abundance of earthworms in Pondicherry region. *Tropical Ecology* **47** (1): 139-144.
- Schaefer, V.H. (1981). A test of the possible reduction of the digging activity of moles in pastures by increasing soil nitrogen. *Acta Theriologica* **26** (7): 118-123.
- Schiffers, K., Tielbörger, K. & Jeltsch, F. (2010). Changing importance of environmental factors driving secondary succession on molehills. *Journal of Vegetation Science* **21** (3): 500-506.
- Schmidt, N.M., Olsen, H., Bildsøe, M., Sluydts, V. & Leirs, H. (2005). Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. *Basic and Applied Ecology* **6** (1): 57-66.
- Shilova, S.A., Denisova, A.V., Dmitriev, G.A., Voronova, L.D. & Bardier, M.N. (1971). Effects of some insecticides upon the common mole. *Zoologicheskii zhurnal* **50**: 886-892.
- Sieg, C.H. (1987). Small mammals: pests or vital components of the ecosystem. *Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings* **97**: 88-92.
- Smit, R., Bokdam, J., den Ouden, J., Olff, H., Schot-Opschoor, H. & Schrijvers, M. (2001). Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecology* **155**: 119-127.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. & Lindgren, P.M.F. (2012). Influence of repeated fertilization and cattle grazing on forest ecosystems: abundance and diversity of forest-floor small mammals. *Forest Ecology and Management* **277**: 180-195.
- 't Mannetje, L. (1998). The effect of grazing on nutrient cycling in grasslands. In: *Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems*, International workshop, Pp. 109-119.
- Tárrega, R., Calvo, L., Taboada, A., Garcia-Tejero, S. & Marcos, E. (2009). Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management* **257**: 731-738.
- Torre, I., Díaz, M., Martínez-Padilla, J., Bonal, R., Viñuela, J. & Fargallo, J.A. (2007). Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. *Basic and Applied Ecology* **8** (6): 565-575.
- Valle, J.V., Moro, R.P., Garvin, M.H., Trigo, D. & Cosin, N.J.D. (1997). Annual dynamics of the earthworm *Hormogaster elisae* (Oligochaeta, Hormogastridae) in central Spain. *Soil Biology & Biochemistry* **29** (3/4): 309-312.
- Valone, T.J. & Sauter, P. (2005). Effects of long-term cattle enclosure on vegetation and rodents at a desertified arid grassland site. *Journal of Arid Environments* **61** (1): 161-170.
- Verdú, J.R., Crespo, M.B. & Galante, E. (2000). Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodiversity and Conservation* **9**: 1707-1721.

- Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & Brown, V.K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* **38** (3): 647-64.
- Wallis De Vries, M.F., Parkinson, A.E., Dulphy, J.P., Sayer, M. & Diana, E. (2007). Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science* **62** (2): 185-197.
- Wijnhoven, S., Thonon, I., Velde, G.V.D., Leuven, R., Zorn, M., Eijssackers, H. & Smits, T. (2006). The impact of bioturbation by small mammals on heavy metal redistribution in an embanked floodplain of the river Rhine. *Water, Air, and Soil Pollution* **177** (1/4): 183-210.
- Zou, X. & Gonzalez, G. (1997). Changes in earthworms density and community structure during secondary succession in abandoned tropical pastures. *Soil Biology & Biochemistry* **29** (3/4): 627-629.
- Zurawska-Seta, E. & Barczak, T. (2012). The influence of field margins on the presence and spatial distribution of the European mole *Talpa europaea* L. within the agricultural landscape of Northern Poland. *Archives of Biological Science* **64** (3): 971-980.

# Anexos

**Anexo I-** Montículos com torrões bem definidos e coloração mais escura

**Anexo II-** Carta taxonómica dos solos da área de estudo

**Anexo III** - Amostragem de invertebrados

**Anexo IV** - Correlações de Spearman entre as variáveis seleccionadas para analisar o efeito da exclusão do pastoreio na actividade fossadora da toupeira-ibérica

**Anexo V** - Valores de correlação de Spearman entre as variáveis dependentes e a intensidade do pastoreio



## ANEXO I

MONTÍCULOS COM TORRÕES BEM DEFINIDOS E COLORAÇÃO MAIS ESCURA.



i). Locais pastoreados, notar o elevado volume de terra removido por montículo.

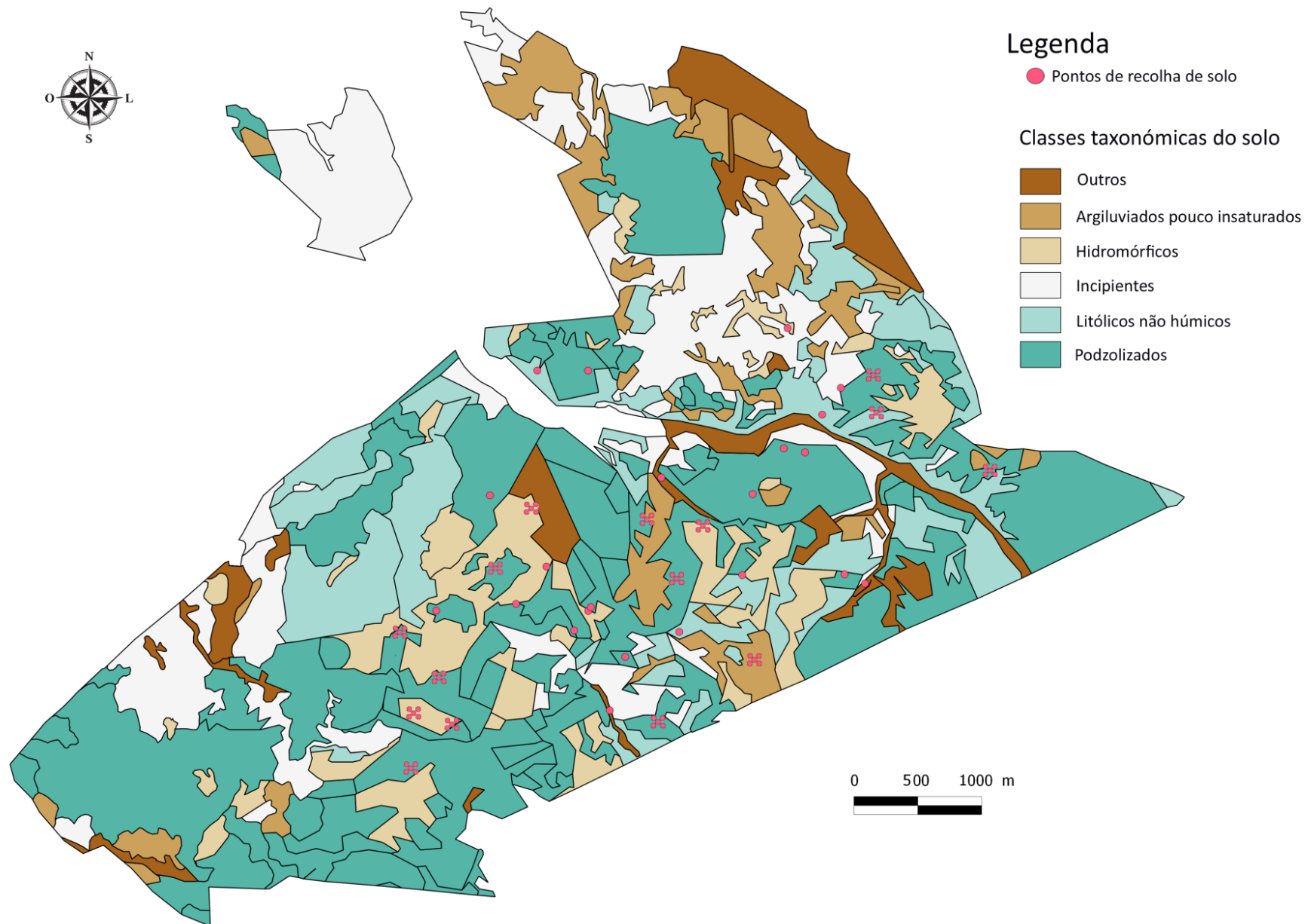


ii). Locais de exclusão, (montículos camuflados pela manta morta e vegetação), notar o reduzido volume de terra removido por montículo.



## ANEXO II

### CARTA TAXONÓMICA DOS SOLOS DA ÁREA DE ESTUDO



### ANEXO III

#### AMOSTRAGEM DE INVERTEBRADOS



i). Amostragem, feita através de cores cilíndricos.



ii). Metodologia adoptada para a amostragem de minhocas.

# Anexo IV

## CORRELAÇÕES DE SPEARMAN ENTRE AS VARIÁVEIS SELECIONADAS PARA ANALISAR O EFEITO DA EXCLUSÃO DO PASTOREIO NA ACTIVIDADE FOSSADORA DA TOUPEIRA-IBÉRICA

		Oligoquetas							Artrópodes			Paisagem				Solo					Pastoreio		
Variáveis	Mont	Área*	Den	Bio	Comp	Ad: Juv	Den Juv*	Den ad	Den	Bio	Riq	% Herb	% Arb*	Manta morta	Pedra	pH*	Mat org	Fosfato	Nitrato	Nitrito	Exc*	Inten	Pres *
Montículos	1,00	<b>0,73</b>	-0,06	-0,08	0,21	0,33	-0,25	0,22	0,37	-0,16	0,13	0,25	-0,16	0,31	<b>-0,58</b>	<b>-0,58</b>	<b>-0,54</b>	0,17	0,10	-0,08	<b>-0,57</b>	<b>0,65</b>	<b>0,75</b>
Área *		1,00	-0,09	-0,32	-0,16	0,36	-0,14	0,09	<b>0,53</b>	-0,21	0,15	0,22	-0,04	0,02	-0,47	<b>-0,70</b>	<b>-0,72</b>	0,34	0,02	-0,11	<b>-0,79</b>	<b>0,75</b>	<b>0,81</b>
Oligoquetas	Densidade		1,00	0,41	0,28	-0,05	<b>0,92</b>	0,29	0,31	0,24	0,40	0,23	-0,16	-0,36	0,27	-0,28	-0,11	<b>0,50</b>	0,06	0,41	0,16	-0,17	-0,18
	Biomassa			1,00	0,41	-0,10	<b>0,52</b>	-0,49	-0,32	0,30	-0,09	-0,03	0,41	0,13	0,21	-0,03	0,48	-0,42	<b>0,50</b>	-0,48	<b>0,50</b>	-0,15	-0,17
	Comprimento				1,00	<b>0,55</b>	0,22	<b>0,51</b>	-0,04	0,35	-0,17	0,19	-0,26	-0,06	0,05	<b>0,63</b>	0,28	-0,20	-0,15	-0,15	<b>0,64</b>	-0,32	-0,29
	Adultos: Juvenis					1,00	-0,21	<b>0,66</b>	0,16	0,26	-0,28	-0,07	0,00	0,04	-0,06	0,08	-0,21	-0,02	-0,49	-0,22	-0,04	0,13	0,03
	Densidade juvenis						1,00	0,16	0,27	0,13	0,33	0,12	0,03	-0,44	0,26	-0,22	0,08	0,14	0,19	-0,42	0,19	-0,21	-0,23
	Densidade adultas							1,00	0,34	-0,22	-0,20	-0,14	-0,08	-0,23	-0,11	-0,09	-0,22	0,13	<b>-0,53</b>	-0,48	0,00	0,12	-0,03
									1,00	-0,17	<b>0,57</b>	-0,23	-0,12	0,45	-0,28	-0,44	-0,30	0,19	0,35	-0,30	-0,26	0,44	0,40
Artrópodes	Densidade								1,00	-0,17	<b>0,57</b>	-0,23	-0,12	0,45	-0,28	-0,44	-0,30	0,19	0,35	-0,30	-0,26	0,44	0,40
	Biomassa									1,00	0,26	0,17	-0,14	-0,03	<b>0,54</b>	<b>0,50</b>	0,33	-0,45	0,10	-0,04	-0,45	<b>-0,52</b>	-0,40
	Riqueza										1,00	0,06	-0,13	-0,29	-0,23	-0,07	0,02	0,30	0,40	-0,08	0,18	-0,13	-0,03
Paisagem	% Herbácea											1,00	<b>-0,71</b>	-0,19	0,10	-0,28	-0,30	0,23	-0,27	0,13	<b>-0,54</b>	-0,15	0,12
	% Arbustiva *												1,00	0,46	-0,26	0,11	0,19	-0,04	0,15	-0,21	0,12	0,18	-0,03
	Manta morta													1,00	-0,37	0,14	-0,19	0,16	-0,03	0,46	<b>-0,52</b>	0,16	0,12
	Pedras														1,00	0,12	0,29	<b>-0,57</b>	0,02	-0,17	0,17	-0,31	-0,35
Solo	pH *															1,00	<b>0,64</b>	-0,08	-0,22	0,41	<b>0,88</b>	<b>-0,82</b>	<b>-0,87</b>
	Matéria orgânica																1,00	<b>-0,62</b>	0,33	-0,14	<b>0,73</b>	<b>-0,60</b>	<b>-0,61</b>
	Fosfato																	1,00	-0,42	0,36	-0,09	-0,03	0,00
	Nitrato																		1,00	-0,04	-0,02	0,24	0,29
	Nitrito																			1,00	0,16	-0,27	-0,17
Pastoreio	Exclusão *																				1,00	<b>-0,87</b>	<b>-0,92</b>
	Intensidade																					1,00	<b>0,95</b>
	Presença *																						1,00

Valores de  $r \geq 0,50$  destacados.

\* Variáveis removidas na construção do GLM.



## ANEXO V

### VALORES DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN ENTRE AS VARIÁVEIS DEPENDENTES E A INTENSIDADE DO PASTOREIO

Variáveis	Intensidade pastoreio ( $r_s$ )
Montículos	<b><math>r_s = 0,65</math> <math>P = 0,01</math></b>
Área	<b><math>r_s = 0,75</math> <math>P = 0,004</math></b>
<i>Oligoqueta</i>	
Densidade	$r_s = -0,17$ $P = 0,31$
Biomassa	$r_s = -0,15$ $P = 0,33$
Comprimento	$r_s = -0,32$ $P = 0,17$
Adultos: Juvenis	$r_s = 0,13$ $P = 0,36$
Densidade juvenis	$r_s = -0,21$ $P = 0,27$
Densidade adultos	$r_s = 0,12$ $P = 0,37$
<i>Insecta</i>	
Densidade	$r_s = 0,44$ $P = 0,08$
Biomassa	<b><math>r_s = -0,50</math> <math>P = 0,05</math></b>
Riqueza	$r_s = -0,13$ $P = 0,35$
<i>Paisagem</i>	
% Herbácea	$r_s = -0,15$ $P = 0,33$
Manta morta	$r_s = 0,16$ $P = 0,32$
<i>Subsolo</i>	
Ph	<b><math>r_s = -0,82</math> <math>P = 0,000</math></b>
Matéria orgânica	<b><math>r_s = 0,59</math> <math>P = 0,025</math></b>
Fosfato	$r_s = -0,03$ $P = 0,46$
Nitrato	$r_s = 0,24$ $P = 0,23$
Nitrito	$r_s = -0,27$ $P = 0,21$

Valores de  $r_s \geq 0,50$  destacados.